

# Produção Animal e Recursos Hídricos

Uso da água nas dimensões quantitativa e qualitativa e cenários regulatórios e de consumo



Julio Cesar Pascale Palhares

Editor Técnico

**Embrapa**

*Empresa Brasileira de Pesquisa Agropecuária  
Embrapa Pecuária Sudeste  
Ministério da Agricultura, Pecuária e Abastecimento*

## **Produção animal e recursos hídricos**

Uso da água nas dimensões quantitativa e  
qualitativa e cenários regulatórios e de consumo

Julio Cesar Pascale Palhares  
Editor Técnico

*Embrapa  
Brasília, DF  
2021*

**Embrapa Pecuária Sudeste**

Rodovia Washington Luiz, Km 234, s/nº  
Fazenda Canchim  
CEP 13560-970 São Carlos, SP  
Fone: (16) 3411-5600  
[www.embrapa.br](http://www.embrapa.br)  
[www.embrapa.br/fale-conosco/sac](http://www.embrapa.br/fale-conosco/sac)

**Unidade responsável pelo conteúdo**

Embrapa Pecuária Sudeste

Comitê Local de Publicações

Presidente

*Alexandre Berndt*

Secretário-executivo

*Luiz Francisco Zafalon*

Membros

*Gisele Rosso, Mara Angélica Pedrochi,*

*Maria Cristina Campanelli Brito e*

*Silvia Helena Piccirillo Sanchez*

**Responsável pela edição**

Embrapa, Secretaria-Geral

Coordenação editorial

*Alexandre Aires de Freitas*

*Heloiza Dias da Silva*

*Nilda Maria da Cunha Sette*

Supervisão editorial

*Josmária Madalena Lopes*

Revisão de texto

*Jane Baptistone de Araújo*

Normalização bibliográfica

*Márcia Maria Pereira de Souza*

Projeto gráfico e editoração eletrônica

*Leandro Sousa Fazio*

Capa

*Paula Cristina Rodrigues Franco*

**1ª edição**

Publicação digital – PDF (2021)

**Todos os direitos reservados**

A reprodução não autorizada desta publicação, no todo ou em parte,  
constitui violação dos direitos autorais (Lei nº 9.610).

**Dados Internacionais de Catalogação na Publicação (CIP)**

Embrapa, Secretaria-Geral

---

Produção animal e recursos hídricos : uso da água nas dimensões quantitativa e qualitativa  
e cenários regulatórios e de consumo / Julio Cesar Pascale Palhares, editor técnico. –  
Brasília, DF : Embrapa, 2021.  
PDF (323p.). : il. color. ; 16 cm × 22 cm.

ISBN 978-65-87380-37-7

1. Pecuária. 2. Qualidade da água. 3. Desenvolvimento sustentável. 4. Legislação  
ambiental. 5. Recursos naturais. 6. Economia. 7. Reúso da água. I. Palhares, Julio Cesar  
Pascale. II. Embrapa Pecuária Sudeste.

CDD 636

# Autores

## **Airton Kunz**

Químico industrial, doutor em Química, pesquisador da Embrapa Suínos e Aves, Concórdia, SC

## **Augusto Hauber Gameiro**

Engenheiro-agrônomo, doutor em Economia Aplicada, professor da Faculdade de Medicina Veterinária e Zootecnia da Universidade de São Paulo, Pirassununga, SP

## **Carla Forte Maiolino Molento**

Médica-veterinária, doutora em Zootecnia, professora associada da Universidade Federal do Paraná, Curitiba, PR

## **Claudia de Mori**

Engenheira-agrônoma, doutora em Engenharia de Produção, pesquisadora da Embrapa Pecuária Sudeste, São Carlos, SP

## **Daniel Jadyr Leite Costa**

Engenheiro ambiental, doutor em Engenharia Hidráulica e Saneamento, professor da Universidade Federal de São Carlos, São Carlos, SP

## **Evandro Carlos Barros**

Engenheiro-agrônomo, mestre em Fisiologia Vegetal, analista da Embrapa Suínos e Aves, Concórdia, SC

## **Fabiane Goldschmidt Antes**

Química industrial, doutora em Química, analista da Embrapa Suínos e Aves, Concórdia, SC

## **Germano Glufke Reis**

Psicólogo, doutor em Administração, professor adjunto da Universidade do Paraná, Curitiba, PR

## **João Luis dos Santos**

Graduação em Marketing, mestre em Engenharia Agrícola, diretor da Especializo Consultoria, Campinas, SP



**Jorge Akutsu**

Engenheiro civil, doutor em Engenharia Civil, professor da Universidade Federal de São Carlos, São Carlos, SP

**Júlia de Paula Soares Valente**

Aluna de graduação em Zootecnia, Universidade Federal do Paraná, Curitiba, PR

**Julio Cesar Pascale Palhares**

Zootecnista, doutor em Ciências Ambientais, pesquisador da Embrapa Pecuária Sudeste, São Carlos, SP

**Lucas Barreto dos Santos**

Engenheiro civil, Universidade Federal de São Carlos, São Carlos, SP

**Marcelo Miele**

Economista, doutor em Agronegócios, pesquisador da Embrapa Suínos e Aves, Concórdia, SC

**Marco Ramme**

Engenheiro ambiental, diretor-executivo da Ekodata – Tecnologia e Saneamento Ambiental, Concórdia, SC

**Marcus André Fuckner**

Geógrafo, doutor em Geografia, especialista em geoprocessamento da Agência Nacional de Águas e Saneamento Básico (ANA), Brasília, DF

**Marina Sucha Heidemann**

Médica-veterinária, mestre em Ciências Veterinárias, pesquisadora do Laboratório de Bem-estar Animal da Universidade Federal do Paraná, Curitiba, PR

**Mirian Fabiana da Silva**

Zootecnista, doutora em Nutrição e Produção Animal, pesquisadora do Laboratório de Análises Socioeconômicas e Ciência Animal da Universidade de São Paulo, Pirassununga, SP

**Rafael Araújo Nascimento**

Médico-veterinário, estudante de doutorado em Nutrição e Produção Animal e pesquisador do Laboratório de Análises Socioeconômicas e Ciência Animal da Universidade de São Paulo, Pirassununga, SP

**Ricardo de Oliveira Figueiredo**

Engenheiro-agrônomo, doutor em Biociências e Biotecnologia, pesquisador da Embrapa Meio Ambiente, Jaguariúna, SP

**Ricardo Luis Radis Steinmetz**

Químico industrial, doutor em Engenharia Química, analista da Embrapa Suínos e Aves, Concórdia, SC

**Rodrigo Barreto**

Físico computacional, especialista em Desenvolvimento de Sistemas para Dispositivos Móveis, docente no Serviço Nacional de Aprendizagem Comercial (Senac), São Carlos, SP

**Rodrigo Eduardo Córdoba**

Engenheiro civil, doutor em Engenharia Hidráulica e Saneamento, professor da Universidade Federal de São Carlos, São Carlos, SP

**Sérgio Rodrigues Ayrimoraes Soares**

Engenheiro civil, mestre em Tecnologia Ambiental, superintendente de Planejamento de Recursos Hídricos da Agência Nacional de Águas e Saneamento Básico (ANA), Brasília, DF

**Thiago Henriques Fontenelle**

Geógrafo, mestre em Recursos Hídricos e Saneamento Básico, coordenador de Estudos Setoriais (Ceset) da Agência Nacional de Águas e Saneamento Básico (ANA), Brasília, DF

**Vanessa Theodoro Resende**

Médica-veterinária, estudante de mestrado em Nutrição e Produção Animal e pesquisadora do Laboratório de Análises Socioeconômicas e Ciência Animal da Universidade de São Paulo, Pirassununga, SP



# Apresentação

A obra *Produção animal e recursos hídricos: uso da água nas dimensões quantitativa e qualitativa e cenários regulatórios e de consumo* é a terceira de uma coleção que objetiva oferecer a um amplo perfil de leitores, desde estudantes de graduação e pós-graduação, produtores rurais e profissionais agropecuários até pesquisadores, o que há de mais atual e os desafios que se fazem presentes na temática do manejo hídrico das produções animais.

Por ser a água um recurso natural que deve ser abordado de maneira transdisciplinar, a obra tem a participação de 21 autores das mais diversas áreas do conhecimento. A publicação abrange as áreas regulatórias e de políticas públicas, o impacto do uso e a ocupação do solo na qualidade da água e esclarece como se deve interpretar uma análise de água e como instrumentalizar as propriedades rurais para medir o consumo do recurso natural, além de relatar experiências em avaliação econômica no uso dos resíduos como fertilizante e no reúso da água.

A sequência de apresentação dos capítulos segue uma linha lógica na qual o leitor primeiramente toma conhecimento de como a água é consumida pela pecuária brasileira e quais aspectos da legislação ambiental devem ser considerados na adequação ambiental de uma propriedade rural.

Em seguida, aborda-se a medição do consumo da água em propriedades rurais, tema que ainda é um desafio técnico e cultural para que a prática seja internalizada no dia a dia da produção pecuária. Medir é fundamental, pois não há como manejar o que não se conhece.

A publicação explora também a temática da qualidade da água na interpretação técnica do resultado de uma análise de qualidade e como o uso e ocupação do solo tem impactado a qualidade da água de um dos nossos mais icônicos biomas: a Amazônia.

Por fim, alia-se a economia com o manejo hídrico e de resíduos da propriedade rural, apresentando como o manejo ambiental deve ser considerado nos custos e nas receitas da propriedade. Além disso, ressalta-se a valoração econômica do uso dos resíduos como fertilizante, que é a forma de manejo de resíduos mais comum nas propriedades brasileiras. Também se apresenta uma experiência de sucesso no reúso da água de uma suinocultura com toda sua avaliação econômica.

Sempre prezando por uma análise crítica das tendências de futuro para produção animal, a obra traz um capítulo sobre Zootecnia Celular, bem como uma análise sobre a receptividade dos consumidores brasileiros à carne celular.

Certamente a obra será um material de consulta para todos que queiram promover o manejo hídrico das produções pecuárias e, dessa forma, conservar e preservar os recursos hídricos em quantidade e com qualidade, a fim de atender as necessidades e os valores de todos que almejam uma produção de alimentos com respeito ao meio ambiente.

*Rui Machado*

Chefe-Geral da Embrapa Pecuária Sudeste

## Prefácio

Desde que os animais foram domesticados, a dependência entre produção animal e disponibilidade de água se faz presente. Atualmente, essa dependência é muito mais intensa devido às escalas de nossos sistemas de produção.

No dia a dia da propriedade rural, a água está presente em tudo, não só em seu uso mais nobre, que é a dessedentação dos animais. A água é parte de qualquer alimento oferecido aos animais, está na irrigação das culturas vegetais que servirão de alimento e nas diversas práticas de lavagem de equipamentos e utensílios utilizados cotidianamente. A água está na manutenção do conforto térmico quando se faz o resfriamento do ambiente e está no manejo dos resíduos quando é utilizada para removê-los das instalações. Enfim, sem água não há produção pecuária em quantidade e com qualidade.

Por causa dos diversos usos da água no cotidiano produtivo e dos diversos fluxos hídricos presentes na propriedade, saber manejar esse recurso é indispensável para que se tenha água na quantidade necessária e com a qualidade exigida.

Já dispomos de várias práticas e tecnologias para implementar o manejo hídrico nas atividades pecuárias e programas que visem ao uso de boas práticas hídricas e à geração de indicadores de eficiência hídrica. No entanto, a inserção dessas práticas e tecnologias na rotina produtiva ainda está distante. As razões para isso vão desde questões culturais, pois ainda se entende a água como um recurso abundante e barato, até a falta de conhecimento e disponibilidade de informações para produtores

e profissionais agropecuários a respeito de como manejar a água nos sistemas produtivos.

O livro *Produção animal e recursos hídricos: uso da água nas dimensões quantitativa e qualitativa e cenários regulatórios e de consumo* traz uma contribuição valiosa para que se supere a carência na literatura técnico-científica nacional na temática que esta obra se propõe a discutir, oferecendo os conhecimentos e as informações necessárias para a promoção do manejo hídrico nas atividades pecuárias.

A obra é fruto do esforço intelectual de diversos profissionais, que aceitaram o desafio de relacionar o uso da água na produção animal com suas atividades profissionais e de pesquisa, dando um olhar hídrico inovador ao cotidiano produtivo e aos desafios ambientais atuais e futuros.

Por isso, a obra tem um perfil de público abrangente, pois envolve desde a aplicação na prática de manejos e tecnologias até a discussão profunda, mas acessível, do que se deve observar hoje para o planejamento do futuro hídrico da pecuária nacional.

Estruturado em nove capítulos, o livro aborda aspectos como o consumo de água na pecuária nacional e esclarece como as legislações de licenciamento ambiental devem ser aplicadas no cotidiano produtivo. A obra destaca ainda a importância de se medir o consumo de água nas propriedades e cita quais são os instrumentos disponíveis para isso, bem como as relações do uso do solo com a qualidade da água. Ademais, a publicação explica como traduzir os resultados de uma análise de água em ações práticas e ressalta a necessidade de se considerar o manejo hídrico e de resíduos na economia da propriedade, além de relatar casos sobre o uso dos resíduos como fertilizante e sobre o reúso da água.

O último capítulo aborda um tema na fronteira do conhecimento: a produção de carne celular e a forma como os consumidores brasileiros estão reagindo a esse novo produto. A produção de produtos de base celular, vegetal e fermentados análogos aos produtos pecuários convencionais é um fato que está revolucionando o conceito de como produzimos um alimento, bem como a forma pela qual iremos nos alimentar. É preciso que a pecuária nacional entenda, reflita e discuta sobre isso, pois os

desdobramentos de todo esse movimento irão influenciar as decisões e ações dos atores da pecuária.

Se todos concordam que a pecuária brasileira atingiu o nível de desenvolvimento que temos hoje por vários aspectos, sendo dois deles a disponibilidade de recursos naturais de nosso país e a internalização de conhecimentos no dia a dia das produções, também concordarão que, no futuro, a pecuária continuará a depender desses dois aspectos de forma mais intensa, pois nossos recursos naturais estarão cada vez mais ameaçados em sua quantidade e qualidade e, devido ao grau de especialização e aos cenários econômicos dos sistemas de produção, produzir sem ter conhecimento será uma atitude de grande risco.

O editor





# Sumário

## 15 Capítulo 1

### Produção animal e usos consuntivos da água no Brasil

Thiago Henriques Fontenelle | Marcus André Fuckner |  
Sérgio Rodrigues Ayrimoraes Soares

## 39 Capítulo 2

### Licenciamento ambiental da produção animal no Brasil

Julio Cesar Pascale Palhares

## 97 Capítulo 3

### Medição do consumo de água em propriedades rurais: desafios e alternativas tecnológicas

Daniel Jadyr Leite Costa | Rodrigo Eduardo Córdoba | Jorge Akutsu |  
Rodrigo Barreto | Lucas Barreto dos Santos

## 157 Capítulo 4

### Interpretação de análises de qualidade da água de propriedades de produção pecuária

João Luis dos Santos

## 179 Capítulo 5

### Uso da terra em bacias hidrográficas e suas relações com a qualidade da água

Ricardo de Oliveira Figueiredo

## **213** Capítulo 6

### **Receitas e custos ambientais em propriedades agrícolas**

Claudia De Mori

## **237** Capítulo 7

### **Custos, receitas e desafios relacionados ao uso de dejetos animais como fertilizante**

Augusto Hauber Gameiro | Mirian Fabiana da Silva | Rafael Araújo Nascimento |  
Vanessa Theodoro Rezende

## **269** Capítulo 8

### **Custos e receitas do tratamento e do reúso de efluentes da suinocultura**

Marcelo Miele | Airton Kunz | Marco Ramme | Fabiane Goldschmidt Antes |  
Evandro Carlos Barros | Ricardo Luis Radis Steinmetz

## **297** Capítulo 9

### **Intenção de consumo de carne celular no Brasil e por que isto é importante**

Carla Forte Maiolino Molento | Júlia de Paula Soares Valente |  
Marina Sucha Heidemann | Germano Glufke Reis

## Capítulo 1

# Produção animal e usos consuntivos da água no Brasil

Thiago Henriques Fontenelle

Marcus André Fuckner

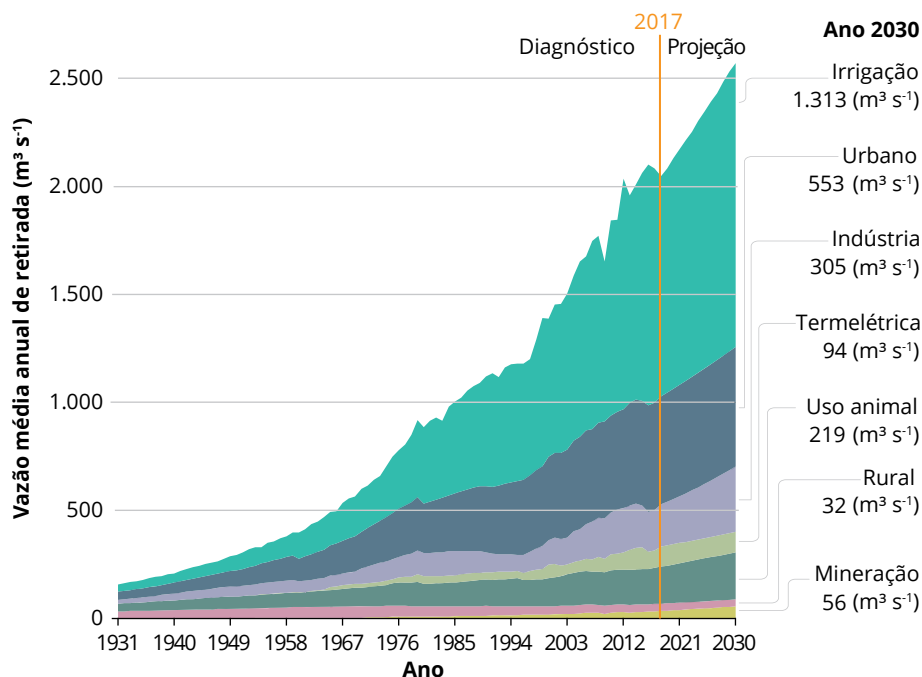
Sérgio Rodrigues Ayrimoraes Soares

## Introdução

O setor agropecuário é responsável pelos maiores usos da água no Brasil e no mundo e há um aumento crescente na demanda associada a esses usos nas últimas décadas. No Brasil, apenas entre 2000 e 2018, houve aumento de 55% no volume captado em mananciais superficiais e subterrâneos para esses usos (Figura 1). A Agência Nacional de Águas (ANA) prevê que ocorrerá aumento adicional de 29% na demanda agropecuária até 2030 (Agência Nacional de Águas, 2019a).

O histórico da evolução dos usos da água está diretamente relacionado ao desenvolvimento econômico com a diversificação da economia e ao processo de urbanização do País. No período recente, verifica-se uma leve redução do crescimento do uso da água a partir de 2012, fato relacionado às crises hídricas verificadas em diversas regiões, assim como à desaceleração do crescimento econômico brasileiro.

Indicadores dos níveis de estresse hídrico e de eficiência do uso da água pelas atividades econômicas encontram-se incluídos no monitoramento



**Figura 1.** Evolução da retirada de água no Brasil ( $\text{m}^3 \text{s}^{-1}$ ).

Fonte: Agência Nacional de Águas (2019a).

de iniciativas como as metas do Objetivo de Desenvolvimento Sustentável nº 6 (ODS 6), em particular a meta 6.4, que visa, até 2030, aumentar substancialmente a eficiência do uso da água em todos os setores, assegurando retiradas sustentáveis e o abastecimento de água doce para reduzir substancialmente o número de pessoas que sofrem com a escassez (Agência Nacional de Águas, 2019a) e podem ser derivados de metodologias como as Contas Econômicas Ambientais da Água (Agência Nacional de Águas; IBGE, 2018). Esses tipos de indicadores são importantes no desenvolvimento de estudos de planejamento e no acompanhamento de metas estabelecidas em políticas públicas e em acordos internacionais.

O arcabouço legal sobre recursos hídricos no Brasil, por sua vez, tem no conceito de usuário de água bruta uma parte importante dos aspectos relacionados à regulação, à gestão e à cobrança do uso, requerendo que estimativas diversas do uso da água e os cadastros de usuários sejam mantidos continuamente para o acompanhamento da situação dos recursos hídricos no País. Ou seja, o sistema é focado no componente “azul”<sup>1</sup>, individualizado por setor usuário, e no seu eventual lançamento (“água cinza”<sup>2</sup>), embora também utilize indicadores de “água verde”<sup>3</sup> em estudos de planejamento<sup>4</sup>, a exemplo do estudo sobre o uso da água pela agricultura de sequeiro no Brasil (2013–2017) (Agência Nacional de Águas; IBGE, 2020).

Neste sentido, os usos da água são classificados em consuntivos e não consuntivos. O uso é considerado consuntivo quando a água retirada de mananciais superficiais e subterrâneos é consumida, parcial ou totalmente, no processo a que se destina, não retornando diretamente à bacia hidrográfica. Esse consumo pode ocorrer por evaporação, transpiração, incorporação em produtos, consumo por seres vivos, entre outros. A diferença entre retirada e consumo corresponde ao retorno aos corpos hídricos, que pode ocorrer de forma pontual (lançamento) ou difusa (solo). Assim, os usos da água pela navegação, pela pesca, pelo turismo e pelo lazer não afetam diretamente a quantidade de água local, embora essas atividades dela dependam, sendo considerados usos não consuntivos.

O Brasil possui alguns dos maiores rebanhos do mundo. O rebanho bovino alcançou um efetivo de 213,5 milhões de cabeça em 2018, o suíno

---

<sup>1</sup> Água proveniente dos mananciais superficiais (rios, reservatórios) e subterrâneos (poços), deslocada no espaço e no tempo para determinada finalidade de abastecimento.

<sup>2</sup> Efluente proveniente do uso da água, em geral com características que diferem da composição natural.

<sup>3</sup> Água proveniente de fontes naturais (chuva, solo, lagoas naturais) e não deslocada no espaço e no tempo.

<sup>4</sup> Exemplo é o estudo do Uso da Água na Agricultura de Sequeiro no Brasil, lançado em 2020 em parceria da ANA com o IBGE.

41,4 milhões e o de galináceos 1,468 bilhão (Agência Nacional de Águas; IBGE, 2018). Outros rebanhos somam conjuntamente 53,6 milhões de cabeças. Como consequência, o abastecimento animal é um uso consuntivo relevante que demanda, em média, 171 mil litros de água de mananciais a cada segundo no Brasil (equivalente a 5,4 trilhões de litros ao ano). Envolve, além da dessedentação dos animais propriamente dita, o uso nas atividades de manejo e limpeza desses animais e das instalações rurais. Em 2030, estima-se que a demanda terá crescido 28,7%, aproximando-se de 220 mil litros por segundo (6,9 trilhões de litros ao ano).

A produção animal apresenta peculiaridades em relação aos outros usos consuntivos da água, o que será debatido ao longo deste capítulo. A segurança hídrica da atividade deve ser analisada em conjunto com os demais usos setoriais interdependentes, desde a geração de energia e a cadeia de insumos à produção até o consumidor final no meio urbano e rural. Os próximos itens apresentam um panorama do uso da água para criação animal no Brasil e os desafios para regularização dos usuários, cuja distribuição é amplamente difusa ao longo do território. Na sequência, são debatidas as inter-relações do uso animal com os outros usos setoriais da água e a segurança hídrica da atividade.

## **Uso da água no abastecimento animal**

Em escala regional, como em planos de recursos hídricos estaduais ou de bacias hidrográficas, assim como em avaliações nacionais, o método mais comum de estimativa de demanda hídrica animal consiste na aplicação de coeficientes técnicos (litros por dia por cabeça) ao efetivo de rebanhos registrado ou estimado em determinado ano de referência. Esse método também é comum na escala de propriedade rural.

O efetivo pode estar discriminado por rebanho ou normalizado em relação a um rebanho de referência (em geral, o bovino). Nesse sentido,

diversos estudos adotaram o conceito de bovinos equivalentes para demanda de água (Beda), no qual a demanda unitária de água para dessedentação de cada espécie é relacionada à demanda bovina. O valor mais comumente adotado é de 50 L dia<sup>-1</sup> para cada cabeça, e a relação com as demais espécies vai desde 1:1 com bubalinos até 1:250 com avinos (BEDA/250).

Recentemente, a ANA publicou o *Manual de usos consuntivos da água no Brasil* (Agência Nacional de Águas, 2019a), que apresenta uma revisão da metodologia utilizada para as estimativas de abastecimento animal. O manual apresenta estimativas desde 1931 e projeções das demandas até 2030, por município. O conceito de dessedentação foi substituído pelo de abastecimento (ou uso) animal para incorporar o uso da água de forma mais ampla, como nas operações lácteas, de limpeza dos animais e das instalações e outras necessidades de manutenção de estruturas rurais. Esses usos adicionais são mais relevantes em rebanhos com tendência de concentração ou (semi)confinamento (galináceos, suínos e vacas ordenhadas). As estimativas foram individualizadas por rebanho e espacializadas por microbacia (ottobacias).

No manual de usos, houve extensa revisão de estudos técnicos e manuais de produção animal para atualização dos coeficientes técnicos de retirada e de consumo por rebanho. Embora os coeficientes possam ser detalhados, por exemplo, por peso do animal, o registro dos efetivos de rebanhos em escala nacional não apresenta esse tipo de detalhamento, requerendo que sejam priorizados coeficientes médios.

A Tabela 1 apresenta um resumo dos dados com os coeficientes mínimo e máximo e o coeficiente adotado no manual. As Tabelas 2 e 3 apresentam um detalhamento dos principais estudos consultados para coeficientes de bovinos e galináceos, respectivamente, os quais apresentam a maior diversidade de valores na literatura especializada.

Os coeficientes de retirada (litros por cabeça por dia) correspondem ao montante captado no corpo hídrico para atender à necessidade de



**Tabela 1.** Rebanhos e coeficientes técnicos (mínimo, máximo e adotado).

Espécie	Coeficiente mínimo	Coeficiente máximo	Coeficiente adotado <sup>(1)</sup>	Consumo (%)	Fonte <sup>(2)</sup>
	L por cabeça por dia				
Bovino	20,0	80,0	50,0	80	ANA (2013)
Bovino (vacas ordenhadas)	20,0	150,0	85,0 (127,5)	60	ANA (2013) Suderhsa (2006)
Suíno	5,0	30,0	12,5 (18,7)	60	ONS (2003, 2005) Suderhsa (2006)
Bubalino	30,0	90,0	50,0	80	ONS (2003, 2005)
Equino	20,0	60,0	40,0	80	ANA (2013) Sudene (1980)
Ovino	5,0	30,0	10,0	80	ONS (2003, 2005)
Caprino	4,0	30,0	10,0	80	ONS (2003, 2005)
Galináceos (outros)	0,10	0,50	0,18 (0,22)	69	Embrapa (2005) Suderhsa (2006)
Galináceos (galinhas)	0,10	0,32	0,18 (0,27)	60	Embrapa (2005) Suderhsa (2006)
Codornas	–	–	0,18	80	Embrapa (2005)

<sup>(1)</sup>Coeficiente técnico apresentado entre parênteses considera a adoção de um percentual destinado a outras necessidades de criação animal.

<sup>(2)</sup>Agência Nacional de Águas (ANA); Superintendência de Desenvolvimento de Recursos Hídricos e Saneamento Ambiental (Suderhsa); Operador Nacional do Sistema Elétrico (ONS); Superintendência do Desenvolvimento do Nordeste (Sudene); Empresa Brasileira de Pesquisa Agropecuária (Embrapa).

abastecimento. Os conceitos de consumo e de retorno são utilizados em escalas temporais e espaciais mais abrangentes, ao considerar que parte do volume captado é lançado como efluente nos rios ou disposto no solo, retornando à bacia em algum momento. Assim, o consumo é a parcela que não retorna à bacia, de forma tangível, por ter sido incorporada, evaporada ou transpirada. Enquanto as estimativas de retirada de água são

**Tabela 2.** Comparativo dos valores de coeficientes técnicos para bovinos.<sup>(1)</sup>

Grupo	Embrapa (2005)	Niea (2009)	Dwaf (1996)	Omafra (2009)	UKEA (2007)	USGS (2009)	Imasul (2010)	Suderhsa (2006)	ANA (2013)
Gado bovino	34,3 <sup>(2)</sup>	20	17–41	25 a 41	20	45 <sup>(3)</sup>	55	45	50 <sup>(4)</sup>
Vacas (lactação)	62	92	38–95	115	92	132 <sup>(3)</sup>	62	53	

<sup>(1)</sup>Empresa Brasileira de Pesquisa Agropecuária (Embrapa); Northern Ireland Environment Agency (Niea); Department of Water Affairs and Forestry (Dwaf); Ontario Ministry of Agriculture, Food and Rural Affairs (Omafra); United Kingdom Environment Agency (UKEA); U.S. Geological Survey (USGS); Instituto de Meio Ambiente de Mato Grosso do Sul (Imasul); Superintendência de Desenvolvimento de Recursos Hídricos e Saneamento Ambiental (Suderhsa); Agência Nacional de Águas (ANA).

<sup>(2)</sup>Valor médio considerando bovinos de corte (até 250 kg, até 410 kg e até 566 kg), vacas com bezerros, vacas secas e bezerros.

<sup>(3)</sup>Mediana dos valores observados.

<sup>(4)</sup>Média entre valor mínimo e máximo.

Fonte: Agência Nacional de Águas (2019a).

**Tabela 3.** Comparativo dos valores de coeficientes técnicos para aves.<sup>(1)</sup>

Grupo	Águas-PR (2010)	Embrapa (2005)	Niea (2009)	FAO (2006)	USGS (2009)	ONS (2003)	Imasul (2010)	ANA (2013)
Avinos (geral)	0,16	–	0,19–1,22	–	–	0,36	0,32	–
Galináceos (galinhas)	–	0,18	0,20–0,22	0,25	0,22	0,36	0,32	0,1–0,2
Galináceos (outros)	–	0,16–0,32 <sup>(2)</sup>	0,09–0,21	0,33	0,22	0,36	0,32	0,15–0,50

<sup>(1)</sup>Instituto das Águas do Paraná (Águas-PR); Empresa Brasileira de Pesquisa Agropecuária (Embrapa); Northern Ireland Environment Agency (Niea); Organização das Nações Unidas para Alimentação e Agricultura (FAO); U.S. Geological Survey (USGS); Operador Nacional do Sistema Elétrico (ONS); Instituto de Meio Ambiente de Mato Grosso do Sul (Imasul); Agência Nacional de Águas (ANA).

<sup>(2)</sup>Considerando os seguintes coeficientes: frangos (0,16), poedeiras (0,25) e reprodutores (0,32).

Fonte: Agência Nacional de Águas (2019a).

mais objetivas, a definição e a estimativa de consumo/retorno podem ser subjetivas e variar em função das diferentes aplicações das estimativas, em especial no aspecto temporal e espacial.

Com base nesses coeficientes e nos dados de rebanhos provenientes dos Censos Agropecuários e das Pesquisas Pecuárias Municipais (PPM) do Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística (IBGE), apresenta-se a seguir uma síntese dos resultados de demanda hídrica para abastecimento animal no Brasil em 2018 (Figuras 2 e 3).

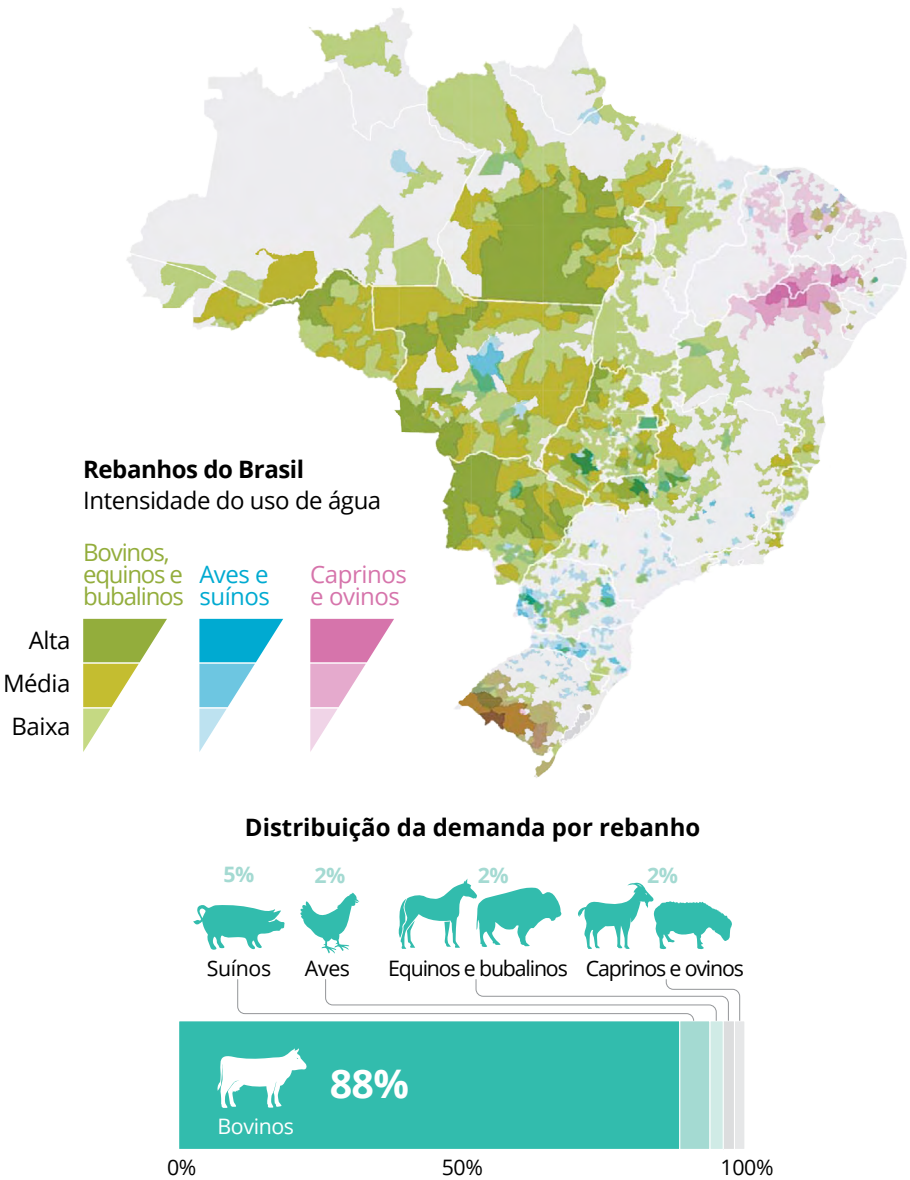
A Figura 2 apresenta a intensidade do uso da água para abastecimento animal nos municípios brasileiros, ilustrando em quais regiões predominam as retiradas por tipo de rebanho. Observa-se a importância de caprinos e ovinos no Semiárido brasileiro; de aves e suínos no Centro-Sul (muitas vezes, em regime de confinamento); e de bovinos no Rio Grande do Sul, Minas Gerais, estados do Centro-Oeste e da fronteira agropecuária no Norte (Pará e Rondônia). No Sul e na região do Triângulo Mineiro, observa-se maior coexistência de diferentes classes de rebanhos (Agência Nacional de Águas, 2017).

A Figura 2 também ilustra a proporção dos rebanhos no total do abastecimento animal no País, sendo observada a preponderância do rebanho bovino na composição da demanda (88%), seguido pelo suíno (5%) e avícola (2%). Aves e suínos, apesar da menor participação na demanda total, tendem a ocorrer de forma mais concentrada, podendo afetar o balanço hídrico local tanto do ponto de vista quantitativo quanto qualitativo.

A Figura 3 apresenta a distribuição das demandas hídricas em microbacias – resultado de modelagem das demandas municipais na base hidrográfica ottocodificada da ANA<sup>5</sup> (cerca de 500 mil áreas de drenagem no Brasil). Nota-se com maior representatividade a intensidade do uso na fronteira agropecuária da Amazônia e em outros trechos do território. A Figura 3 também apresenta a participação de cada região geográfica nas retiradas de água para abastecimento animal.

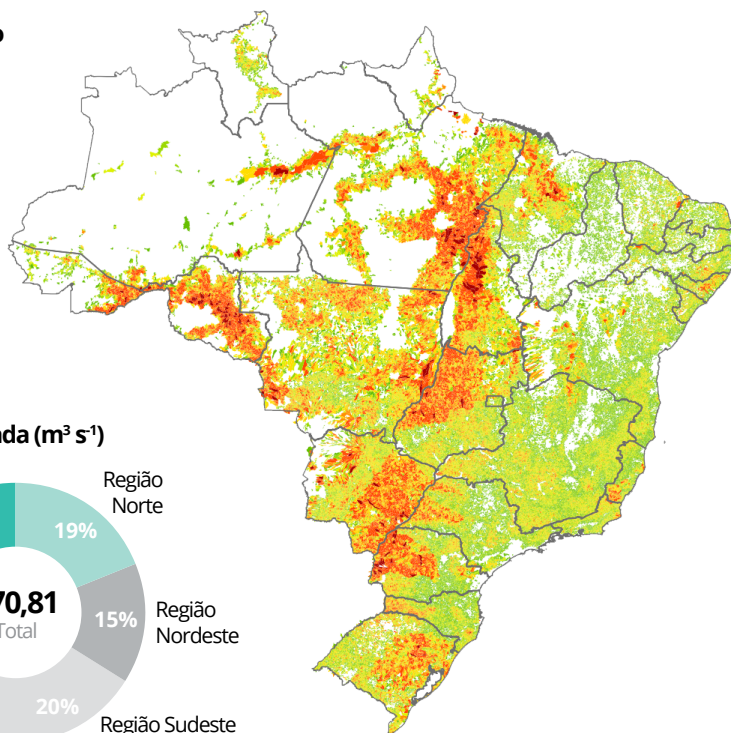
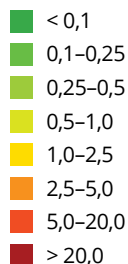
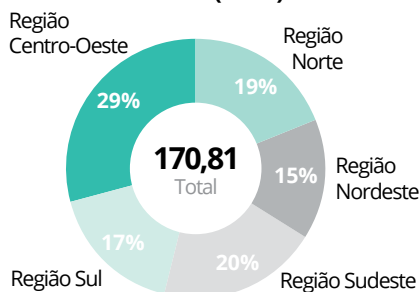
---

<sup>5</sup> Base Hidrográfica Ottocodificada Multiescalas 2017 5k (BHO5k). Disponível em: <http://metadados.ana.gov.br/geonetwork/srv/pt/main.home?uuiid=f7b1fc91-f5bc-4d0d-9f4f-f4e-5061e5d8f>.



**Figura 2.** Intensidade do uso da água por grupo de rebanho por município e proporção do uso por rebanho no Brasil.

Fonte: Agência Nacional de Águas (2017).

**Abastecimento animal**Captação ( $\text{L s}^{-1}$ )**Retirada ( $\text{m}^3 \text{s}^{-1}$ )**

**Figura 3.** Retirada de água por microbacia para uso animal no Brasil em 2018 – outorgas e cadastros de usuários de recursos hídricos.

A Lei das Águas (Lei nº 9.433/1997) (Brasil, 1997), que instituiu a Política Nacional de Recursos Hídricos e criou o Sistema Nacional de Gerenciamento de Recursos Hídricos (Singreh), tem como um de seus instrumentos a outorga de direito de uso de recursos hídricos, instituindo a necessidade de autorização e cadastro dos usuários pela ANA (corpos hídricos de domínio da União) ou pelos órgãos gestores de recursos hídricos dos estados e do Distrito Federal (demais corpos hídricos e águas subterrâneas).

Alguns usos de baixa expressão considerados insignificantes podem ser dispensados de outorga, mas também são obrigados a se cadastrar nos

respectivos órgãos gestores. Embora cada ente da Federação defina suas regras, que podem também ser regionalizadas dentro do mesmo território e variar conforme o corpo d'água e/ou trecho, é comum a adoção do limite de até 1 L s<sup>-1</sup> de captação para que um uso seja considerado insignificante.

O inventário de cadastros e outorgas de uso da água é útil para diversas aplicações, no entanto não garante precisão quanto aos volumes efetivamente utilizados, visto que o valor outorgado tende a um limite máximo de abastecimento, a exemplo de uma indústria que opera com 100% da capacidade instalada ou de um prestador de serviço de abastecimento de água que visa atender à crescente população de um município em um horizonte futuro. As vazões médias efetivas (dados de demandas) tendem a ser inferiores aos valores cadastrados para setores usuários com alto nível de regularização; e inferiores para setores usuários com menor cobertura da outorga e do cadastro, como é o caso do abastecimento animal.

Adicionalmente, pelo caráter descentralizado do Singreh e a complexidade de implementação da Política Nacional e Estadual/Distrital de Recursos Hídricos em escala local, a outorga encontra-se em diferentes estágios de implementação no Brasil, e o Amapá foi a última unidade da Federação a implantar o instrumento, em 2017 (Agência Nacional de Águas, 2019b).

Dessa forma, em relação aos demais setores usuários, alguns desafios peculiares se impõem para o avanço na regularização dos usuários da criação animal: a) a atividade ocorre de forma bastante difusa no território, muitas vezes em pequenas propriedades; b) tende a apresentar baixa intensidade hídrica local, não causando problemas de balanço hídrico (relação oferta x demanda); c) é ou será considerada uso insignificante em cerca de 50% dos casos, não estando sujeita à outorga, apenas ao cadastro<sup>6</sup>; d) atividades como a criação confinada podem conduzir ao

---

<sup>6</sup> Estimativa com base nas interferências cadastradas no Cadastro Nacional de Usuários de Recursos Hídricos (CNAHR/ANA) em outubro de 2019.

lançamento de efluentes com alto potencial de contaminação dos corpos d'água; e e) em situações de escassez, a Lei das Águas garante prioridade de uso à dessedentação de animais, assim como ao consumo humano.

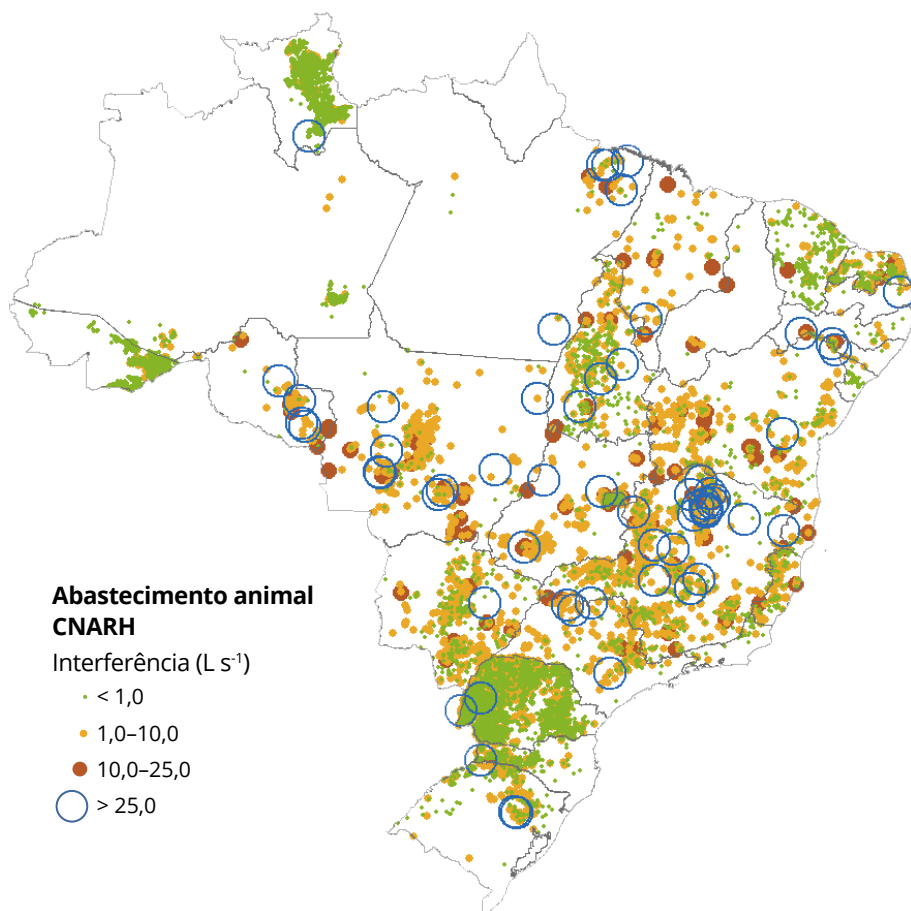
A vazão outorgada total no País para criação animal com validade vigente em outubro de 2019 corresponde a  $22,8 \text{ m}^3 \text{ s}^{-1}$ , compreendendo um total de 17.350 interferências constantes do Cadastro Nacional de Usuários de Recursos Hídricos (CNAUH/ANA), abastecido com informações da ANA, dos estados e do Distrito Federal (Figura 4). Esse montante corresponde a 13% da demanda estimada para o setor em 2018. Conclui-se, portanto, que ainda há um baixo percentual de regularização do uso da água para o uso animal.

## **Abastecimento animal e outros usos**

O nexo água-produção animal obviamente não começa e tampouco se encerra no abastecimento animal em si, discussão que também permeia a definição de indicadores diversos sobre uso da água. A seguir são apresentadas algumas análises exploratórias com base em dados desagregados das estimativas de uso da água dos demais setores usuários, constantes nas bases de dados da ANA, evidenciando os principais usos da água relacionados com a produção animal em outros setores. Esse exercício pretende provocar algumas discussões importantes, mas a produção de indicadores quantitativos precisos é um desafio a ser encarado por estudos futuros.

Outras principais atividades de uso consuntivo da água no Brasil, além do abastecimento animal, são o abastecimento humano (urbano e rural), a indústria de transformação, a mineração, a termoelectricidade e a irrigação.

A evaporação líquida de reservatórios artificiais também é relevante no contexto nacional, com consumo total similar à irrigação, entretanto é um uso múltiplo e não deve ser atribuído a setor(es) específico(s) sem



**Figura 4.** Captações de água para abastecimento animal regularizadas no Cadastro Nacional de Usuários de Recursos Hídricos (CNARH) em outubro de 2019.

uma análise aprofundada. Conceito mais recente na gestão dos recursos hídricos, embora utilizado há décadas na operação do setor elétrico, a evaporação líquida é a evaporação de um corpo d'água artificial (evaporação bruta) descontada da evapotranspiração que naturalmente ocorreria no local de implantação do espelho d'água, representando, portanto, um uso consuntivo causado pela instalação do reservatório.



A Figura 5 sintetiza as inter-relações do uso da água para a produção animal e os demais principais usos consuntivos da água, além da diluição de efluentes, que é considerado um uso, na medida em que pode tornar indisponível a vazão para outros usos. Os coeficientes de retirada e de consumo apresentados na Figura 5 estão detalhados na Tabela 1.

De forma transversal, a produção de energia no Brasil utiliza grandes volumes de água nas gerações hidrelétrica (que envolve evaporação líquida de reservatórios) e termoeletrica (captação direta e lançamento, além de ser parcialmente alimentada pela matéria-prima do setor mineral). Parte do volume de água para abastecimento do meio urbano e rural é utilizada na comercialização e no preparo doméstico de alimentos de origem animal. A parcela de água desses usos efetivamente relacionada com a criação animal pode ser objeto de estudos de caso específicos, em diferentes escalas.

Relação mais tangível da criação animal com outros usos da água apresenta-se na agricultura irrigada e na indústria.

No caso da irrigação, maior uso da água no País, 9% da demanda está associada à produção de soja e milho, os quais, em parte relevante, são destinados à alimentação de rebanhos no Brasil e no exterior. Em conjunto, soja e milho demandam irrigação com uma média de 89,2 mil litros de água a cada segundo no Brasil (2,81 trilhões de litros ao ano). Além dessa demanda de água azul, boa parte dos cultivos dessas culturas depende da agricultura de sequeiro, e demanda água verde para sustentabilidade e desempenho econômico da atividade. Entre 2013 e 2017, o consumo de água verde na agricultura de sequeiro foi da ordem de 8,5 milhões de litros por segundo (268,5 trilhões de litros ao ano), dos quais 43,5% foram consumidos pela soja e 9,8% pelo milho (116,7 e 26,4 trilhões de litros ao ano, respectivamente) (Agência Nacional de Águas; IBGE, 2020).

Na indústria de transformação, parte relevante da demanda de água nacional (6,3%) é destinada ao abate de animais (3,0% para abate de aves, 1,7% para abate de bovinos e 1,6% para abate de suínos), atividade essa

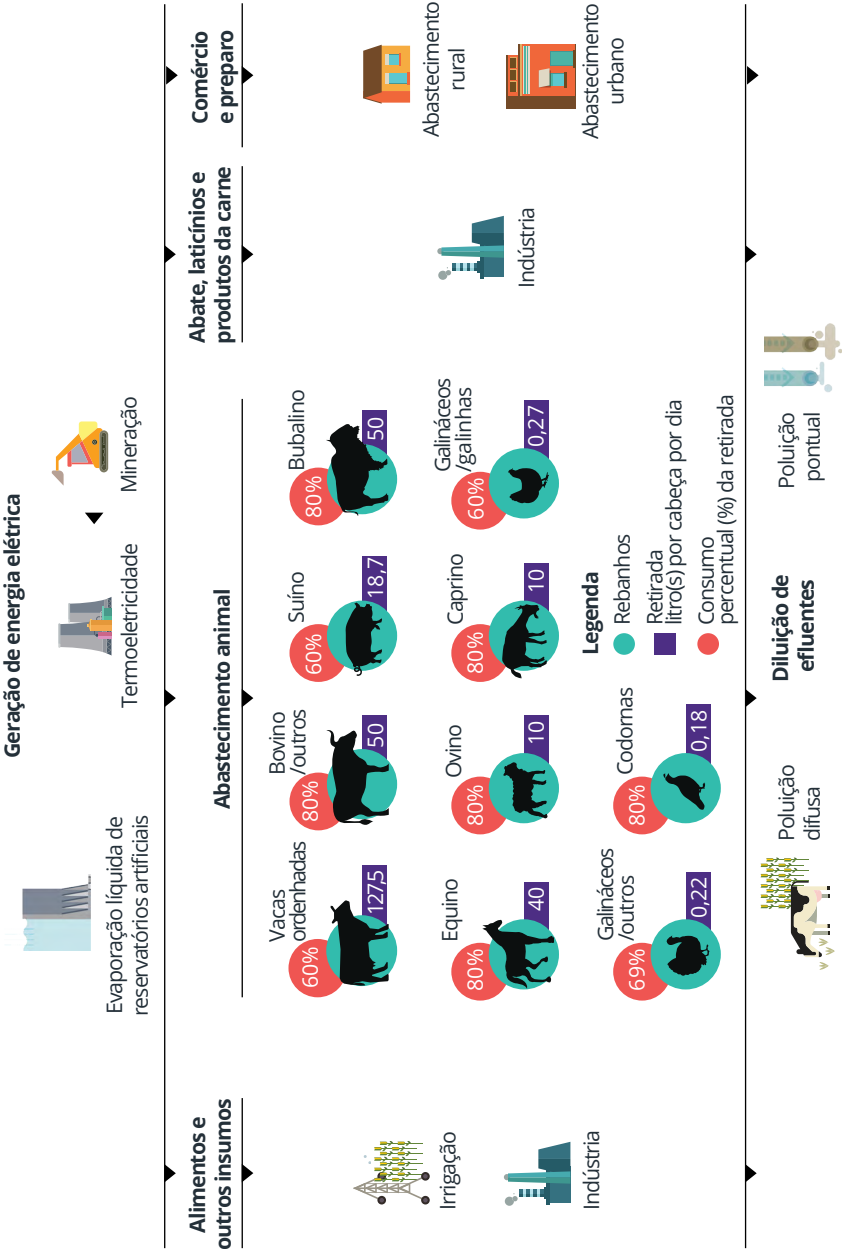


Figura 5. Relações entre usos da água em diferentes fases da produção animal.

que é uma das mais hidroativas do setor industrial. Nos insumos, a fabricação de alimentos para animais demanda 0,3% do total da indústria. A preparação de leite e fabricação de laticínios somam 1,2% da demanda hídrica industrial. Em conjunto, esses elos da cadeia industrial demandam 14,8 mil litros de água a cada segundo no Brasil (466,7 bilhões de litros ao ano).

## **Abastecimento animal e segurança hídrica**

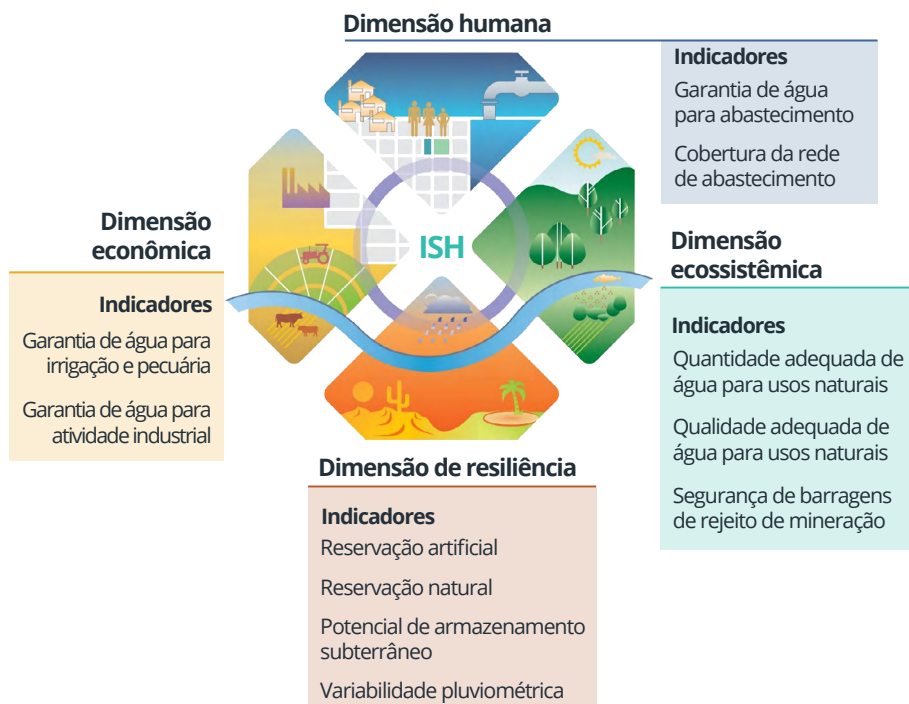
A análise da produção animal no Brasil e de sua relação com outros setores, tanto do ponto de vista econômico quanto do fluxo de recursos ambientais, em especial a água, reitera a importância do conceito de segurança hídrica para a sustentabilidade dos usos múltiplos.

A segurança hídrica existe quando há disponibilidade de água em quantidade e qualidade suficientes para o atendimento às necessidades humanas, à prática das atividades econômicas e à conservação dos ecossistemas aquáticos, acompanhada de um nível aceitável de risco relacionado a secas e cheias, devendo ser consideradas as suas quatro dimensões como balizadoras do planejamento da oferta e do uso da água em um país (Agência Nacional de Águas, 2019c).

No âmbito do Plano Nacional de Segurança Hídrica (PNSH)<sup>7</sup> (Agência Nacional de Águas, 2019c), foi concebido um índice de segurança hídrica (ISH) no horizonte de planejamento (2035) para retratar as diferentes dimensões da segurança hídrica no território brasileiro. Com base na composição de indicadores e variáveis objetivas e mensuráveis, foram consideradas quatro dimensões (humana, econômica, ecossistêmica e de resiliência), que são combinadas para formar o ISH (Figura 6).

---

<sup>7</sup> O Plano Nacional de Segurança Hídrica (PNSH) apresenta uma análise da relevância, prioridade e impacto da infraestrutura estratégica para o País. O PNSH prevê R\$ 27,58 bilhões em intervenções recomendadas (obras, projetos e estudos). Mais informações estão disponíveis em: <http://pnsh.ana.gov.br>.

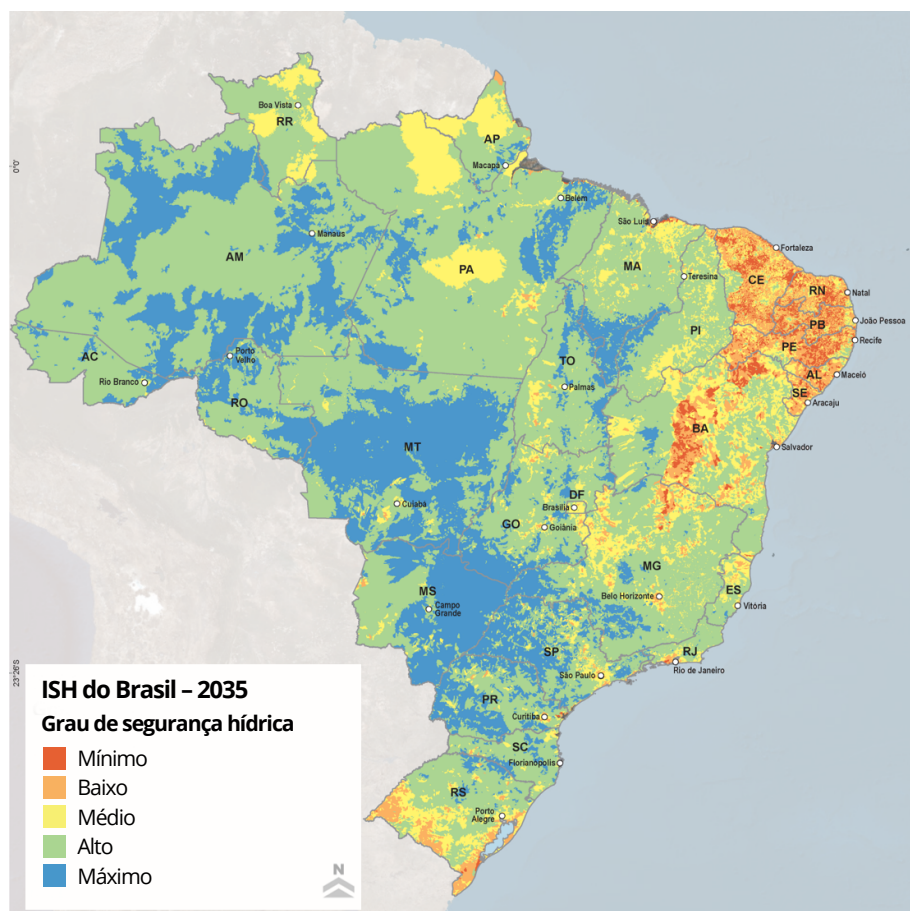


**Figura 6.** Dimensões e indicadores do índice de segurança hídrica (ISH).

Fonte: Agência Nacional de Águas (2019c).

A Figura 7 apresenta o ISH global do Brasil por microbacia, e a Figura 8 o resultado específico do ISH econômico, dimensão essa em grande parte representada pelo agronegócio. A *Metodologia do Índice de Segurança Hídrica* (Agência Nacional de Águas, 2020) detalha os procedimentos e as fontes de dados utilizadas nos cálculos do índice.

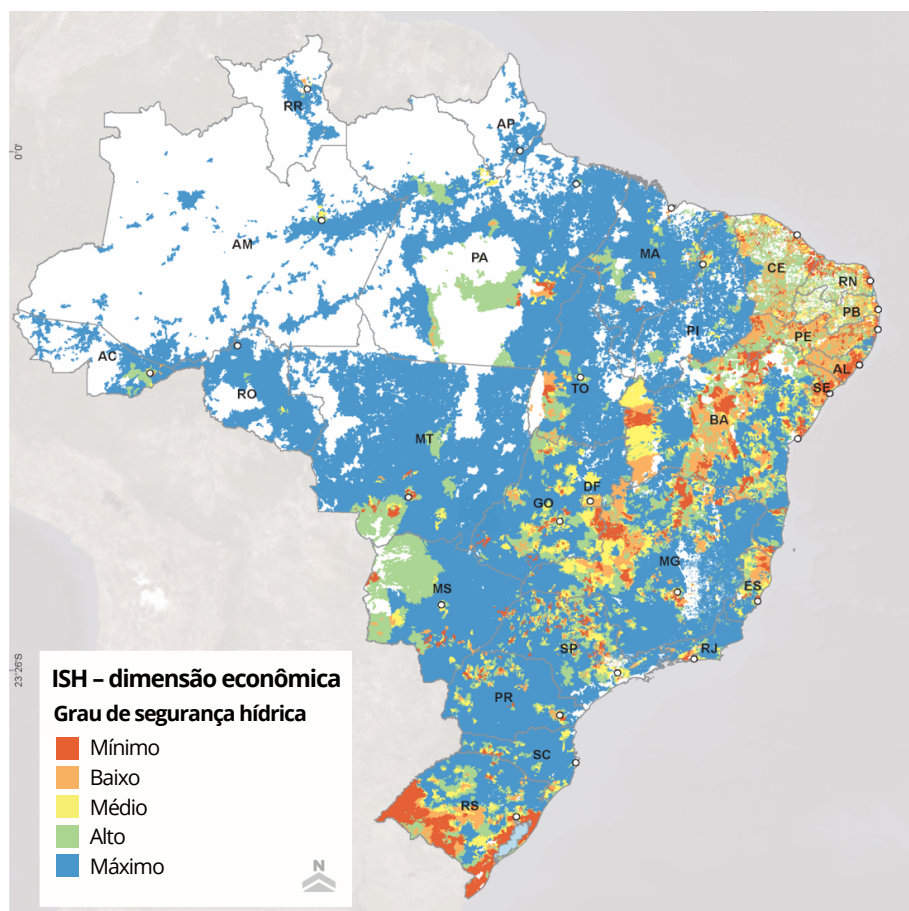
Para representar a dimensão econômica do ISH, ênfase foi atribuída aos setores agropecuário e industrial, por serem aqueles que fazem o uso mais expressivo dos recursos hídricos no território nacional. No caso da indústria, a maior parte do uso da água está associada com a própria agropecuária (agroindústria). Essa dimensão tem por objetivo aferir os



**Figura 7.** Índice de segurança hídrica (ISH) do Brasil (2035).

Fonte: Agência Nacional de Águas (2019c).

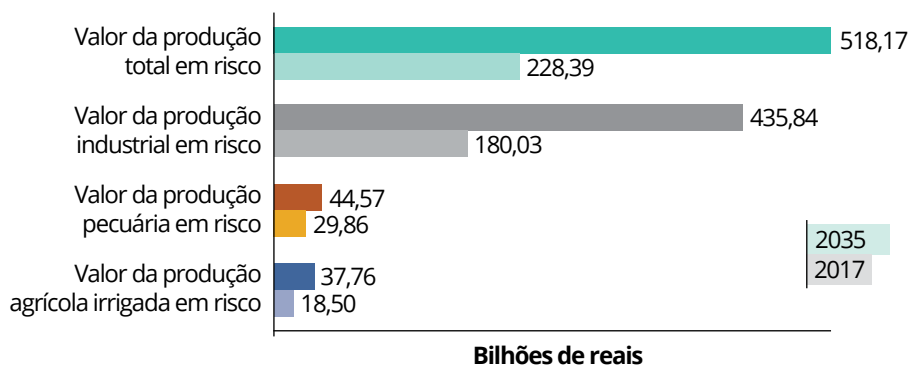
riscos a que está sujeita a produção desses setores em face da variabilidade da oferta hídrica; esses riscos foram valorados por meio da quantificação das perdas econômicas resultantes, com apoio de indicadores de valor da produção agrícola, da criação animal e da indústria perdido no caso de oferta hídrica insuficiente.



**Figura 8.** Dimensão econômica do índice de segurança hídrica (ISH) – 2035.

Fonte: Agência Nacional de Águas (2019c).

Como resultado da análise de riscos associados ao balanço hídrico (relação oferta-demanda), concluiu-se que o risco total da produção econômica desses setores no País era de R\$ 228,4 bilhões em 2017 (Figura 9), correspondente a cerca de 13% do Produto Interno Bruto (PIB) dos mesmos setores naquele ano. Para 2035, em um cenário de baixo investimento



**Figura 9.** Produção econômica em risco quanto à oferta de água no Brasil.

Fonte: Agência Nacional de Águas (2019c).

em projetos para segurança hídrica, projeta-se um aumento do risco total para R\$ 518,2 bilhões, maior do que o dobro do valor estimado para 2017. Especificamente para a criação animal, a produção em risco hídrico foi estimada em R\$ 29,86 bilhões de reais em 2017, podendo alcançar R\$ 44,57 bilhões em um cenário de baixo avanço de oferta de água.

A análise da dimensão econômica permitiu identificar as áreas onde é requerida infraestrutura hídrica para usos múltiplos (barragens, canais e eixos de integração), sendo um componente importante do planejamento dos recursos hídricos. A análise do ISH como um todo reitera a importância da gestão e do planejamento integrado dos recursos hídricos com o planejamento dos setores usuários, a exemplo do setor pecuário, observando sempre as interdependências econômicas da atividade e no uso da água.

## Considerações finais

O abastecimento animal é uma atividade de uso consuntivo da água que demanda, em média, 171 mil litros de água de mananciais a cada segundo

no Brasil (equivalente a 5,4 trilhões de litros ao ano) e com perspectiva de crescimento de 28,7% até 2030.

Os riscos diretos à produção animal por fragilidades no balanço entre oferta e demanda de água já alcançam R\$ 29,86 bilhões de reais, podendo somar R\$ 44,57 bilhões em 2030 caso estudos e medidas de gestão e de infraestrutura hídrica recomendadas pelo PNSH não sejam implementados. Os riscos aumentam quando se considera que o risco de outros setores, notadamente a irrigação e a agroindústria, pode acarretar mais perdas econômicas ou aumento de custos para a criação animal.

Nessa perspectiva, cabe destacar que as análises apresentadas nesse capítulo não incorporaram a aquicultura, em que as estimativas de uso da água e de risco econômico associado à produção ainda precisam ser quantificadas em escala nacional. Essa atividade apresenta alto valor agregado – o valor da produção foi de R\$ 4,9 bilhões em 2018, de acordo com o IBGE. A aquicultura já conta com 6.220 interferências cadastradas no CNARH (em outubro de 2019), configurando-se como setor relevante à discussão da segurança hídrica na produção animal.

A interdependência hídrica da criação animal com outros usos e seu impacto sobre a economia reiteram a importância do conceito de segurança hídrica para os usos múltiplos como elemento integrador do planejamento dos recursos hídricos com o planejamento dos setores usuários da água. O avanço de estudos nessa temática continuará contribuindo para melhor qualificação das tomadas de decisão públicas e privadas.

## Referências

AGÊNCIA NACIONAL DE ÁGUAS (Brasil). **Conjuntura dos recursos hídricos no Brasil 2017**: relatório pleno. Brasília, DF: ANA, 2017. 177 p. Disponível em: [http://www.snirh.gov.br/portal/snirh/centrais-de-conteudos/conjuntura-dos-recursos-hidricos/conj2017\\_rel-1.pdf](http://www.snirh.gov.br/portal/snirh/centrais-de-conteudos/conjuntura-dos-recursos-hidricos/conj2017_rel-1.pdf). Acesso em: 20 jan. 2021.



AGÊNCIA NACIONAL DE ÁGUAS (Brasil). **Manual de procedimentos técnicos e administrativos de outorga de direito de uso de recursos hídricos**. Brasília, DF: ANA, 2013. 252 p. Disponível em: <https://arquivos.ana.gov.br/institucional/sof/MANUALDEProcedimentosTecnicoeAdministrativosdeOUTORGAdDireitodeUsodeRecursosHidricosdaANA.pdf>. Acesso em: 20 jan. 2021.

AGÊNCIA NACIONAL DE ÁGUAS (Brasil). **Manual de usos consuntivos da água no Brasil**. Brasília, DF: ANA, 2019a.

AGÊNCIA NACIONAL DE ÁGUAS (Brasil). **Manual metodológico do Índice de Segurança Hídrica – ISH**. Brasília, DF: ANA, 2020. Disponível em: <https://metadados.snirh.gov.br/geonetwork/srv/por/catalog.search?sessionId=7A876B8C32AE814A4443A348AC15692E#/metadata/c349dc5a-0c01-4f14-9519-e3340fef2c66>. Acesso em: 20 jan. 2021.

AGÊNCIA NACIONAL DE ÁGUAS (Brasil). **Outorga dos direitos de uso de recursos hídricos**. Brasília, DF: ANA, 2019b.

AGÊNCIA NACIONAL DE ÁGUAS (Brasil). **Plano nacional de segurança hídrica**. Brasília, DF: ANA, 2019c. Disponível em: <http://pnsh.ana.gov.br>. Acesso em: 20 jan. 2021.

AGÊNCIA NACIONAL DE ÁGUAS (Brasil); IBGE. **Contas econômicas ambientais da água no Brasil 2013–2015**. Brasília, DF: ANA, 2018. 79 p.

AGÊNCIA NACIONAL DE ÁGUAS (Brasil); IBGE. **Uso da água na agricultura de sequeiro no Brasil (2013–2017)**. Brasília, DF: ANA, 2020.

DEPARTMENT OF WATER AFFAIRS AND FORESTRY (DWAF). **South African Water Quality Guidelines**. 2<sup>nd</sup> edition. [Petrória], 1996. 163 p.

EMBRAPA. **Consumo de água na produção animal**. São Carlos, SP: Embrapa Pecuária Sudeste, 2013. 6 p. (Embrapa Pecuária Sudeste. Comunicado técnico, 102),

IBGE. **Produção da Pecuária Municipal – PPM 2018**. Rio de Janeiro 2018.

INSTITUTO DAS ÁGUAS DO PARANÁ. **Plano estadual de recursos hídricos do estado do Paraná: Relatório 1.1.: Diagnóstico das demandas e disponibilidades hídricas superficiais.** Curitiba, 2010.

INSTITUTO DE MEIO AMBIENTE DE MATO GROSSO DO SUL – IMASUL **Plano Estadual de recursos hídricos do estado de Mato Grosso do Sul.** Campo Grande: Imasul: Semac, 2010.

NORTHERN IRELAND ENVIRONMENT AGENCY - NIEA. **How to Calculate Water Usage on Farms.** [S.l.: s.n.], 2009. 10 p.

OMAFRA. Ontario Ministry of Agriculture, Food and Rural Affairs – OMAFRA. **Water requirements of livestock.** Ontario, Canada, 2009.

OPERADOR NACIONAL DO SISTEMA ELÉTRICO (ONS). **Estimativa das vazões para atividades de uso consuntivo da água em bacias do Sistema Interligado Nacional – SIN.** [S.l.: s.n.], 2003.

SUPERINTENDÊNCIA DE DESENVOLVIMENTO DE RECURSOS HÍDRICOS E SANEAMENTO AMBIENTAL. **Manual Técnico de Outorgas.** Curitiba: Suderhsa, 2006. 107 p.

UKEA. ENVIRONMENT AGENCY (EA-UK). **Waterwise on the Farm:** a simple guide to implementing a water management plan. UKEA: Environment Agency, 2007.

USGS. GEOLOGICAL SURVEY . **Method for estimating water withdrawals for livestock in the United States:** 2005. [S.l.], 2009. 7 p. Geological Survey Scientific Investigations Report.



## Capítulo 2

# Licenciamento ambiental da produção animal no Brasil

Julio Cesar Pascale Palhares

### Introdução

O licenciamento ambiental é realmente necessário para se ter uma produção animal com respeito ao meio ambiente? A resposta a essa pergunta será afirmativa ou negativa dependendo do perfil do respondente. Não cabe aqui detalhar cada perfil ou simplificar uma explicação para cada uma das respostas, como, por exemplo: os ambientalistas responderão afirmativamente e os produtores rurais e outros atores do setor pecuário responderão de forma negativa. Esse tipo de generalização não deve ocorrer em discussões ambientais propositivas e não contribui para resolver e/ou minimizar os conflitos ambientais entre a produção animal e a sociedade.

É fato que não existe experiência exitosa no que se refere à produção animal com preservação e conservação ambiental sem que se tenha uma legislação ambiental que suporte, oriente e determine padrões para isso. Então a única resposta para a pergunta acima é “sim”, ou seja, o licenciamento ambiental é necessário para se ter uma produção animal com respeito ao meio ambiente.

Essa resposta se sustenta porque há um histórico de fatos<sup>1</sup> e experiências de sucesso que ocorreram nos últimos 50 anos nos principais países produtores de proteína e do setor pecuário. Países como Holanda, Alemanha, Dinamarca, Canadá e Estados Unidos têm uma produção animal com bom padrão ambiental, porque suas leis foram propostas, aplicadas e constantemente aprimoradas com base na evolução do conhecimento técnico-científico e na pressão da sociedade por mudanças, a partir de seus novos padrões de consumo. As legislações ambientais brasileiras também trazem em suas diretivas gerais que os critérios e padrões técnicos adotados poderão ser reformulados e/ou complementados de acordo com o desenvolvimento científico e tecnológico, bem como com a necessidade de preservação ambiental.

O fato de existir um histórico de aplicação de leis não significa que a produção animal dos países europeus e norte-americanos não tenha problemas ambientais e não seja motivo de intensos conflitos com a sociedade. São recorrentes os casos em que Estados-membros da Comunidade Europeia são questionados a se adequarem aos padrões ambientais vigentes, sob pena de sofrerem sanções. Uma das infrações mais comuns é a contaminação das águas por nitrato, o que infringe a Diretiva “Nitratos” da Comunidade Europeia. Essa contaminação é consequência do uso incorreto dos resíduos animais como fertilizante<sup>2</sup>. Os problemas e conflitos existem tanto na Europa quanto na América do Norte, mas seriam muito maiores e intensos se não houvesse legislação e uma estrutura regulatória robusta.

Até mesmo a China, vista por muitos como uma nação ambientalmente permissiva, que estaria disposta a aceitar toda forma de poluição

---

<sup>1</sup> Palhares (2009a, 2009b) apresenta um histórico da legislação e do licenciamento ambiental em países da Europa e da América do Norte especificamente para o caso da suinocultura.

<sup>2</sup> Ultimátum a Espanha por contaminar con nitratos las aguas subterráneas. Disponível em: <https://www.lavanguardia.com/vida/20200704/482070504347/ultimatum-a-espana-por-contaminar-con-nitratos-las-aguas-subterraneas.html>.

ao meio ambiente em prol do crescimento econômico, cada vez mais dá sinais de que a degradação ambiental deve ser combatida.

Nenhum país do mundo apresentou crescimento em termos de unidade animal, no período 1980–2010, verificado na China (Bai et al., 2018). Os autores constataam que esse crescimento se deu num cenário de pouca regulação ambiental e de modestos investimentos em tecnologias de armazenamento, tratamento e uso dos resíduos como fertilizante. A contaminação das águas superficiais por nitrogênio (N) e fósforo (P) aumentou proporcionalmente ao número de animais. Como resultado, uma fração significativa dos dejetos animais foi descartada nos corpos d'água. Isso fez com que o N de origem animal aumentasse de 4,0 Tg para 12 Tg entre 1980 e 2010, representando ameaça constante à poluição das águas.

Devido a essa situação, o governo chinês introduziu uma nova legislação, a qual estabeleceu metas para o manejo dos resíduos animais e para redução das perdas de nutrientes contidos nos resíduos. Segundo essa legislação: “Até 2020, 75% dos resíduos deverão ser manejados em todo o País e 95% das fazendas de criação de pequena e média escala serão equipadas com sistemas de tratamento de resíduos. Todas as fazendas de grande escala serão equipadas com esses sistemas até 2019<sup>3</sup>”. Essas políticas estão sendo implantadas por causa do aumento de casos de contaminação ambiental e de conflitos entre a atividade pecuária e a sociedade<sup>4</sup>. Propriedades suinícolas foram retiradas de áreas consideradas sensíveis à eutrofização dos corpos d'água como resultado da implementação da lei de proteção das águas (China, 2014).

A recíproca é verdadeira para o Brasil, e o caso que mais bem ilustra isso é o da suinocultura no estado de Santa Catarina. No final da década

---

<sup>3</sup> China to boost recycling of agriculture waste. Disponível em: [http://english.www.gov.cn/policies/latest\\_releases/2017/06/12/content\\_281475684141592.htm](http://english.www.gov.cn/policies/latest_releases/2017/06/12/content_281475684141592.htm).

<sup>4</sup> China's giant cow farms polluting the environment with manure and waste. Disponível em: <https://www.straitstimes.com/asia/east-asia/chinas-giant-cow-farms-polluting-the-environment-with-manure-and-waste>.

de 1990, a sociedade catarinense começa a contestar a suinocultura em razão do passivo ambiental que essa atividade estaria causando principalmente para as águas do estado. A partir disso, um arranjo social foi construído e, em 29 de junho de 2004, o Ministério Público do Estado de Santa Catarina formalizou o Termo de Ajustamento de Condutas (TAC) da Suinocultura da Região do Alto Uruguai Catarinense – Consórcio Lambari. Por meio desse instrumento jurídico, os signatários assumiram o compromisso de implantar, na região do Consórcio Lambari e dos municípios aderentes, ações que visavam adequar as propriedades em que se pratica a criação suinícola à legislação ambiental e sanitária, mitigando o impacto ambiental causado pelos dejetos dos animais. Por meio do referido termo, a Fundação do Meio Ambiente do estado comprometeu-se a viabilizar o licenciamento ambiental da atividade suinícola já implantada, pelo prazo de 36 meses, prorrogáveis por mais 36 meses, aos produtores de suínos que aderissem às regras do TAC e implementassem as ações devidas.

Para os suinocultores, as principais responsabilidades estabelecidas pelo TAC para que a propriedade pudesse ter a licenciamento ambiental estavam relacionadas aos seguintes aspectos: recomposição da mata ciliar, adequação das estruturas de armazenagem dos dejetos, utilização dos dejetos como fertilizante orgânico, implementação de medidas para reduzir a incorporação de águas pluviais nos sistemas e redução do consumo e do desperdício de água nos sistemas de produção de suínos.

Entre as justificativas para a proposição do TAC, cita-se a seguinte: Considerando que grande parte das instalações físicas para criação de suínos das propriedades situadas na região de abrangência do Consórcio Lambari encontrava-se em desconformidade com a legislação ambiental e sanitária vigente, conforme demonstrou o Diagnóstico das Propriedades Suinícolas da Área de Abrangência do Consórcio Lambari – SC<sup>5</sup>.

---

<sup>5</sup> Diagnóstico das Propriedades Suinícolas da Área de Abrangência do Consórcio Lambari – SC. Disponível em: <https://ainfo.cnptia.embrapa.br/digital/bitstream/item/57869/1/doc84.pdf>.

O TAC foi assinado, inicialmente, por um período de 3 anos a partir de 2004. Ao final desse período, os signatários concluíram que o número de propriedades inadequadas ambientalmente ainda era significativo. Com isso, uma prorrogação do termo foi assinada em 2008 com prazo de finalização em 2012<sup>6</sup>.

O TAC foi a única e mais exitosa experiência brasileira de adequação ambiental de uma atividade pecuária a sua lei de licenciamento. Com base nele, vários programas e ações ocorreram no estado de Santa Catarina, bem como nos estados vizinhos do Rio Grande do Sul e do Paraná. Também como resultado desse histórico ambiental da suinocultura catarinense, hoje a IN nº 11, de 14/11/2014, do Instituto do Meio Ambiente de Santa Catarina<sup>7</sup>, é a lei de licenciamento ambiental para uma atividade pecuária mais moderna no Brasil. Os conceitos e padrões contidos nela são considerados semelhantes aos das legislações mais modernas do mundo, os quais se provaram efetivos e eficientes no que se refere à atividade de produção animal com conservação ambiental.

Como se vê, se procurarmos em toda a história recente, veremos que, em nenhum momento, deixou de existir uma legislação ambiental orientadora para adequação ambiental da pecuária. Mas a legislação não deve ser entendida como um fim em si, mas como o caminho para se chegar ao fim almejado por todos, que é a produção animal com respeito ao meio ambiente.

Se o setor de produção animal brasileiro quiser realmente se orgulhar de desenvolver uma atividade ambientalmente correta e respeitada pela sociedade e pelos mercados, as seguintes ações são necessárias:

---

<sup>6</sup> Uma avaliação completa de todo o processo do Termo de Ajustamento de Condutas (TAC) da Suinocultura da Região do Alto Uruguai Catarinense – Consórcio Lambari e de seus resultados foi feita por Miranda et al. (2013).

<sup>7</sup> Instrução Normativa nº 11. Disponível em: <http://www.ima.sc.gov.br/index.php/licenciamento/instrucoes-normativas>.



- Ter conhecimento da existência das leis de licenciamento de cada atividade pecuária. Ainda não é a maioria dos atores do setor que tem o conhecimento dessas leis.
- Estimular todos os produtores rurais a obter a licença ambiental da atividade que exercem de acordo com a legislação vigente em cada estado.
- Estimular as agroindústrias a compartilhar do princípio da corresponsabilidade ambiental pela matéria-prima que adquirem dos produtores rurais; incentivá-los a internalizar as boas práticas ambientais e bonificá-los financeiramente pelo atendimento a padrões que vão além dos constantes nas leis de licenciamento ambiental.
- Abandonar o discurso bélico, no qual todos que contradigam o discurso ambiental do setor são vistos como inimigos. Não haverá avanços ambientais se o diálogo ocorrer somente com aqueles que concordam com o que você pensa.
- Abandonar a prática de *greenwashing*<sup>8</sup> e de discursos inócuos. Foi-se o tempo em que só se falava sem que houvesse comprovação. Ou o setor estabelece programas e políticas baseados em indicadores, índices e metodologias reconhecidos, ou cada vez mais será desacreditado por muito falar e pouco fazer.

Justiça seja feita: existem produtores rurais, profissionais agropecuários, agroindústrias, associações, etc., que já exercitam os pontos listados anteriormente. Esses devem ser sempre reconhecidos pelo trabalho que realizam e considerados referencial para os que ainda não o fazem. Mas

---

<sup>8</sup> Termo inglês que pode ser traduzido como “lavagem verde”. Consiste em promover discursos, anúncios, ações, documentos, propagandas, etc. sobre ser ambientalmente correto, mas na prática as ações para mudança nunca são tomadas. É como uma propaganda enganosa. Fala-se que faz, quando na verdade não se faz. Podendo até mesmo haver a ocorrência de práticas danosas ao meio ambiente.

os que agem com respeito às leis e ao meio ambiente ainda são a exceção à regra. Não há como dizer que se tem uma produção animal ambientalmente correta com base em exceções. Quando se tiver a certeza de que ao menos a grande maioria das propriedades de criação animal do País esteja de acordo com o exigido pelo licenciamento ambiental, é possível afirmar que, sim, praticamos produção animal com conservação ambiental!

Este capítulo não tratará da adequação da propriedade à Lei nº 12.651 de 25 de maio de 2012<sup>9</sup> (Código Florestal Brasileiro). Há quase um entendimento geral entre produtores e vários atores do setor pecuário de que a única legislação ambiental que deve ser cumprida é o Código Florestal. Isso demonstra a falta de conhecimento desses atores acerca de toda legislação ambiental que incide na atividade de criação animal. O cumprimento das exigências contidas no Código Florestal é uma parte da adequação ambiental da atividade pecuária, e o atendimento ao Código está relacionado a uma série de características da propriedade, tais como: o bioma em que está localizada, o número de módulos fiscais, a disponibilidade de recursos hídricos superficiais na propriedade, o relevo do terreno, etc.

O atendimento às legislações de licenciamento de cada atividade pecuária é uma obrigação para toda propriedade, e o modo pelo qual se dará esse atendimento irá depender de uma série de características.

Portanto, ter uma criação animal licenciada não significa atender somente ao Código Florestal, mas também a uma série de outras legislações ambientais relacionadas ao uso dos recursos naturais e à redução do potencial impacto ambiental causado pela atividade pecuária.

---

<sup>9</sup> Lei nº 12.651 de 25 de maio de 2012. Estabelece normas gerais sobre a proteção da vegetação, áreas de Preservação Permanente e as áreas de Reserva Legal; a exploração florestal, o suprimento de matéria-prima florestal, o controle da origem dos produtos florestais e o controle e prevenção dos incêndios florestais, e prevê instrumentos econômicos e financeiros para o alcance de seus objetivos. Disponível em: [http://www.planalto.gov.br/ccivil\\_03/\\_ato2011-2014/2012/lei/l12651.htm](http://www.planalto.gov.br/ccivil_03/_ato2011-2014/2012/lei/l12651.htm).

## **Por que se deve ter uma licença ambiental e quais os tipos de licença**

Por que qualquer atividade de criação animal tem que ter uma licença ambiental?

A Lei nº 6.938, de 31 de agosto de 1981<sup>10</sup>, estabeleceu a Política Nacional do Meio Ambiente. O licenciamento ambiental é um dos 13 instrumentos dessa lei, cujo art. 10 diz o seguinte:

[...] a construção, instalação, ampliação e funcionamento de estabelecimentos e atividades utilizadores de recursos ambientais, efetiva ou potencialmente poluidores ou capazes, sob qualquer forma, de causar degradação ambiental dependerão de prévio licenciamento ambiental.

Por isso qualquer atividade pecuária necessita de uma licença ambiental, pois é utilizadora dos recursos ambientais, principalmente água e solo, tornando-se potencial poluidora desses recursos. Se o manejo dos dejetos, efluentes, carcaças, fertilizantes e demais insumos e resíduos gerados na propriedade não for feito de forma correta, isso causará impacto ambiental negativo e degradação dos recursos naturais.

Vale lembrar que um ambiente degradado afeta a própria atividade que o degradou seja pela poluição da água, tornando-a indisponível para qualquer uso, seja pela degradação do solo, que irá afetar o desenvolvimento das culturas vegetais, seja pelo frasco de agrotóxico e/ou antibiótico descartado de forma incorreta, entre outros aspectos.

De acordo com Palhares (2008), as legislações ambientais que licenciam as produções animais devem:

---

<sup>10</sup>Lei nº 6.938, de 31 de agosto de 1981. Dispõe sobre a Política Nacional do Meio Ambiente, seus fins e mecanismos de formulação e aplicação, e dá outras providências. Disponível em: [http://www.planalto.gov.br/ccivil\\_03/leis/l6938.htm](http://www.planalto.gov.br/ccivil_03/leis/l6938.htm).

- Estipular objetivos realísticos, que considerem o equilíbrio ambiental, econômico e social; identificar áreas críticas de conflito entre a realidade socioeconômica e as condições ambientais; e identificar políticas para minimizar esses conflitos por meio do delineamento de acordos.
- Desenvolver indicadores e implementar ações, a fim de monitorar a eficácia e a eficiência das leis e políticas, detectando os efeitos desejáveis e indesejáveis.
- Corrigir as leis e políticas que não estejam promovendo a conservação ambiental.
- Disponibilizar suporte financeiro, com o objetivo de acelerar a adoção de soluções com base na relação ganha-ganha.

A Resolução nº 01<sup>11</sup> do Conselho Nacional de Meio Ambiente (Conama), de 23/1/1986, estabelece em seu art. 1º:

Para efeito desta Resolução, considera-se impacto ambiental qualquer alteração das propriedades físicas, químicas e biológicas do meio ambiente, causada por qualquer forma de matéria ou energia resultante das atividades humanas que, direta ou indiretamente, afetam:

I – a saúde, a segurança e o bem-estar da população;

II – as atividades sociais e econômicas;

III – a biota;

IV – as condições estéticas e sanitárias do meio ambiente;

V – a qualidade dos recursos ambientais.

---

<sup>11</sup>Resolução Conama nº 1 de 23 de jan. de 1986. Disponível em: <http://www.ima.al.gov.br/wizard/docs/RESOLU%C3%87%C3%83O%20CONAMA%20N%C2%BA001.1986.pdf>

A Resolução Conama nº 237, de 19/12/1997<sup>12</sup>, estabelece em seu § 1º:

[...] estão sujeitos ao licenciamento ambiental os empreendimentos e as atividades relacionadas no Anexo 1 – Atividades ou empreendimentos sujeitos ao licenciamento ambiental.

Entre as atividades listadas no Anexo 1 está a criação de animais, que integra as atividades agropecuárias.

Esta mesma Resolução nº 237 traz as seguintes definições:

- Licenciamento ambiental: procedimento administrativo pelo qual o órgão ambiental licencia a localização, a instalação, a ampliação e a operação de empreendimentos e atividades que utilizam recursos ambientais, considerados efetiva ou potencialmente poluidores.
- Licença ambiental: ato administrativo pelo qual o órgão ambiental estabelece as condições, restrições e medidas de controle ambiental que deverão ser obedecidas para localizar, instalar, ampliar e operar empreendimentos ou atividades que utilizam recursos ambientais e que sejam considerados efetiva ou potencialmente poluidores.

O licenciamento ambiental de uma atividade de criação animal é competência dos estados e não da Federação. Portanto, não haverá lei nacional de licenciamento ambiental para produção animal. Cada estado deve adotar seus critérios e padrões para o licenciamento ambiental de cada atividade pecuária, desde que esses não sejam menos permissíveis que legislações federais relacionadas.

Os órgãos ambientais estaduais que avaliam e concedem a licença ambiental geralmente são as secretarias ou fundações estaduais de Meio Ambiente. Esses são os referenciais institucionais que produtores

---

<sup>12</sup>Resolução Conama nº 237 de 19 de dez. 1997. Disponível em: [https://www.icmbio.gov.br/cecav/images/download/CONAMA%20237\\_191297.pdf](https://www.icmbio.gov.br/cecav/images/download/CONAMA%20237_191297.pdf)

e técnicos devem buscar para se informar a respeito de como obter a licença ambiental. Todos esses órgãos possuem páginas eletrônicas onde se encontra toda informação referente à solicitação do licenciamento ambiental. Em muitos estados, o processo de licenciamento já é feito de forma eletrônica. Ao final deste capítulo, há uma lista com a página eletrônica de cada órgão ambiental estadual.

Como cada estado é responsável por legislar, há aqueles que possuem legislação para algumas ou todas as atividades pecuárias e outros que não possuem para nenhuma atividade. Na Tabela 1, observa-se o ano em que o licenciamento ambiental da atividade de criação animal

**Tabela 1.** Ano de promulgação da legislação da atividade pecuária para alguns estados.

Estado	Bovinocultura	Suinocultura	Avicultura
RS	2014	2014 <sup>(1)</sup>	2014 <sup>(1)</sup>
SC	2019	2014 <sup>(1)</sup>	2019 <sup>(1)</sup>
PR	2019	2009 <sup>(1)</sup>	2008 <sup>(1)</sup>
MG	× <sup>(2)</sup>	1995	×
ES	— <sup>(3)</sup>	2014	2014
GO	—	2006	2008
MT	×	2006	2006
MS	×	1998	2004
PE	×	×	×
BA	×	×	×
AM	×	×	×
TO	×	×	×
RO	×	×	×

<sup>(1)</sup>Legislação reeditada no ano, portanto sua primeira edição ocorreu em ano anterior.

<sup>(2)</sup>× = o estado possui legislação, mas não foi possível determinar a data de sua promulgação.

<sup>(3)</sup>— = não existe legislação.

foi determinado como obrigatório para alguns estados. A importância de cada estado dispor de lei de licenciamento específica para cada atividade pecuária se justifica pela necessidade de harmonizar a atividade no estado com as leis ambientais aplicáveis.

Quando um tipo de criação animal em determinado estado não consta como atividade sujeita a licenciamento nem como atividade fonte de poluição, ela não é passível de licenciamento. Dessa forma, a atuação do órgão ambiental estadual fica restrita às ações corretivas, motivadas pela constatação da ocorrência de impacto ambiental que resulte em degradação do meio ambiente, como, por exemplo, contaminação do solo e das águas.

Considerando as exigências da sociedade que cada vez mais quer produtos com responsabilidade ambiental, certamente no médio prazo, o órgão ambiental de cada estado deverá incluir todos os tipos de criação animal como passível de licenciamento ambiental. Desse modo, a experiência de outros estados brasileiros, principalmente os da região Sul do País, é importante fonte de informação para se ter conhecimento do que será exigido no futuro licenciamento ambiental de estados que ainda não exigem a licença.

O fato de um estado não exigir o licenciamento ambiental das criações animais não significa que tenha permissão para poluir. Também não significa que o empreendimento esteja desobrigado da obtenção de documentos de qualquer natureza exigidos pela legislação municipal, estadual ou federal, bem como das demais exigências e restrições legais aplicáveis.

O modelo que os estados brasileiros seguem para o licenciamento das atividades pecuárias é o chamado trifásico, por envolver três etapas compostas pela emissão de três licenças que vão de um conteúdo mais simplificado até um mais complexo. Na Tabela 2, pode-se observar quais são as características de cada uma dessas licenças.

**Tabela 2.** Licenças que compõem o processo de licenciamento ambiental da criação animal.

Tipo de licença	Definição e conteúdo
Licença Ambiental Prévia (LAP)	Concedida na fase preliminar do planejamento do empreendimento ou atividade. Aprova sua localização e concepção, atesta a viabilidade ambiental e estabelece os requisitos básicos e condicionantes a serem atendidos nas próximas fases de sua implementação
Licença Ambiental de Instalação (LAI)	Autoriza a instalação do empreendimento ou atividade de acordo com as especificações constantes dos planos, programas e projetos aprovados, incluindo as medidas de controle ambiental e demais condicionantes
Licença Ambiental de Operação (LAO)	Autoriza a operação da atividade ou empreendimento após a verificação do efetivo cumprimento do que consta nas licenças anteriores, das medidas de controle ambiental e dos fatores condicionantes determinados para a operação
Licença Ambiental Simplificada (LAS) <sup>(1)</sup>	Concedida em uma única fase, atesta a viabilidade ambiental, aprova a localização e autoriza a implantação e a operação de empreendimento ou atividade, que é classificado segundo o porte e potencial poluidor

<sup>(1)</sup>Alguns estados definem a LAS como autorização ambiental (AUA). O prazo de validade da AUA é diferenciado em cada estado.

Nas cadeias de produção de aves e suínos, é muito comum o sistema de integração. Em vista disso, alguns estados permitem que licença ambiental seja solicitada pela empresa integradora. Cita-se como exemplo o caso do Paraná, onde procedimentos de solicitação das licenças ambientais podem ser efetuados pelos integradores. Os processos devem ser individualizados por proprietário rural, e as vistorias são realizadas pelos integradores, cabendo ao responsável técnico apresentar relatório de vistoria individualizada. O integrador e os integrados assinarão termo de compromisso referente à localização, instalação e operação do empreendimento e atendimento à legislação ambiental em vigor. As vistorias do órgão ambiental serão feitas aleatoriamente e, se houver irregularidades, o responsável técnico será denunciado ao Ministério Público e ao Conselho de Classe.



Cada estado tem autonomia para determinar o prazo de validade das licenças citadas, que, no caso da Licença Ambiental de Operação (LAO), pode variar de 4 a 10 anos.

Sempre que houver qualquer alteração das características construtivas, produtivas (aumento de plantel) e ambientais do empreendimento licenciado, o órgão licenciador deve ser informado para que a atualização da licença seja realizada. O produtor que não fizer essa comunicação fica sujeito a penalidades. Como exemplo, a seguir apresenta-se a orientação que consta na licença de operação emitida pela Fundação Estadual de Proteção Ambiental (Fepam) do Rio Grande do Sul para uma propriedade leiteira:

Esta licença só é válida para as condições contidas acima e pelo prazo de 04 (quatro) anos. Porém, caso algum prazo estabelecido nesta licença for descumprido, automaticamente esta perderá sua validade. Este documento também perderá a validade caso os dados fornecidos pelo empreendedor não correspondam à realidade. Esta licença não dispensa nem substitui quaisquer alvarás ou certidões de qualquer natureza exigidos pela legislação Federal, Estadual ou Municipal, nem exclui as demais licenças ambientais.

A solicitação de uma licença seguindo o modelo trifásico ou somente de uma Licença Ambiental Simplificada (LAS) irá depender do porte da propriedade (estipulado pelo número de cabeças). A maioria dos estados possui uma tabela na legislação onde o produtor pode identificar qual é a sua classificação de porte e saber se ele terá de fazer o processo trifásico ou simplificado. Toda criação animal tem que estar cadastrada no órgão ambiental. O tipo de cadastro – LAS, autorização ambiental (AUA) ou LAO – dependerá do porte da propriedade e da análise do órgão ambiental.

Nos casos em que a atividade é classificada como de porte mínimo, o estado determina a dispensa da licença ambiental. Isso não significa que a atividade possa poluir o ambiente nem exige o produtor de obter autorização para realizar intervenções ambientais e ter que obter outras licenças, autorizações e outorgas previstas em legislações específicas.

Na dispensa de licença ambiental, não é exigido nenhum tipo de estudo ambiental, bastando a apresentação de documentação da propriedade e declaração de algumas características produtivas e ambientais, como distância dos corpos hídricos, áreas de preservação permanente e de cobertura florestal.

Como exemplo de dispensa de licença ambiental, o estado de Santa Catarina determina que a emissão da Declaração de Conformidade Ambiental é válida quando fica comprovado ao órgão licenciador que o empreendimento ou atividade está localizado de acordo com a legislação ambiental e florestal vigente e que trata de forma adequada seus efluentes atmosféricos, líquidos e resíduos sólidos.

Uma atividade econômica geralmente pode ser classificada como de pequeno (P), médio (M) ou alto (A) potencial poluidor/degradador, e o potencial geral é definido a partir da classificação individual de cada um dos aspectos ambientais: ar, água e solo. Quanto maior for o potencial poluidor da atividade, maior será a exigência de apresentação de estudos ambientais para o órgão licenciador. Por exemplo, em um estado em que a classificação da atividade leiteira seja considerada de médio potencial poluidor, será mais simples e mais barato (devido à menor exigência de estudos ambientais) obter a autorização ou licença ambiental.

Na Tabela 3, tem-se um exemplo de classificação do potencial poluidor da bovinocultura em Minas Gerais (Deliberação Normativa Copam nº 217, de 6 de dezembro de 2017<sup>13</sup>). Nota-se que a classificação do potencial geral é uma média das três classificações (ar, água e solo).

O valor do potencial geral não é o mesmo para todos os estados brasileiros, mesmo se tratando da mesma atividade pecuária. Isso acontece porque cada estado tem a prerrogativa da lei para definir os critérios e indicadores técnico-ambientais que foram considerados

---

<sup>13</sup>Deliberação Normativa Copam nº 217, de 6 de dezembro de 2017. Disponível em: <http://www.siam.mg.gov.br/sla/download.pdf?idNorma=45558>

**Tabela 3.** Determinação de potencial poluidor geral no estado de Minas Gerais.

Variável ambiental	Potencial poluidor/degradador <sup>(1)</sup>									
Ar	P	P	P	P	P	P	M	M	M	A
Água	P	P	P	M	M	A	M	M	A	A
Solo	P	M	A	M	A	A	M	A	A	A
Potencial geral	P	P	M	M	M	A	M	M	A	A

<sup>(1)</sup>P = pequeno; M = médio; A = alto.

para classificar cada um dos aspectos (ar, água e solo). Nas Tabelas 4, 5 e 6, são apresentados exemplos do potencial geral para bovinocultura, avicultura e suinocultura. É importante o produtor(a) e/ou técnico estar sempre atualizado sobre a legislação ambiental do seu estado, pois os critérios podem mudar e, conseqüentemente, o potencial geral.

A diferença entre os estados é tecnicamente justificável, pois suas condições climáticas, de qualidade e disponibilidade dos recursos naturais e de histórico de processos ambientais e de fragilidade ambiental são diferentes.

Além do potencial poluidor, outro critério considerado pelos órgãos ambientais para classificar o empreendimento é o seu porte (Tabelas 4, 5 e 6), cuja classificação se dá com base no número de cabeças de animais ou na área ocupada pela atividade. O porte pode variar de mínimo a excepcional.

Na maioria dos estados, propriedades classificadas como de porte mínimo terão de ter somente uma autorização ambiental ou fazer um cadastro no órgão ambiental. Para os portes pequeno ou médio, pode ser exigida somente uma licença ambiental simplificada. Já as propriedades de porte grande ou excepcional deverão adotar o sistema trifásico (licença prévia, de instalação e de operação).





Tabela 4. Continuação.

Estado	Atividade	Potencial poluidor	Unidade de medida	Mínimo	Pequeno	Médio	Grande	Excepcional
BA <sup>(2)</sup>	Bovinos	Alto	Cabeça	–	50–500	501–2.000	> 2.001	–
AM <sup>(2)</sup>	Bovinos	Alto	Hectare (área útil)	–	Até 50	De 50 até 100	De 101 até 500	> 501
TO <sup>(2)</sup>	Bovinos	Médio	–	–	Área de pastagem < 600 ha e/ou até 1.500 cabeças	Área de pastagem < 1.000 ha e/ou mais de 1.500 cabeças	Área de pastagem ≥ 1.000 ha e/ou mais de 3.000 cabeças	–
RO <sup>(2)</sup>	Criação de bovinos confinados com sistema de manejo de dejetos líquidos	Médio	Hectare (área de confinamento)	Até 3	3,1–6	6,1–10	10,1–20	Acima de 20,1

<sup>(1)</sup>O estado classifica como de porte micro a bovinocultura de leite em sistema confinado com até 80 vacas em lactação e em sistema semiconfinado com até 180 vacas em lactação. Também é considerado de porte micro a bovinocultura de corte em sistema confinado com até 80 cabeças. Para essas categorias, só é exigida a Declaração de Dispensa de Licenciamento Ambiental.

<sup>(2)</sup>Legislação regulamentadora: Bahia (Decreto nº 18.218, de 26 de 1 de janeiro de 2018. Disponível em: <https://www.legisweb.com.br/legislacao/?id=356119>); Amazonas (Lei nº 3.785, de 24 de julho de 2012 Disponível em: <https://www.legisweb.com.br/legislacao/?id=243659>); Tocantins (Resolução Coema/TO nº 7, de 9 de agosto de 2005. Disponível em: <https://central3.to.gov.br/arquivo/351061/>); Rondônia (Lei nº 3.941, de 12 de dezembro de 2016. Disponível em: <https://www.legisweb.com.br/legislacao/?id=333405>).

**Tabela 5.** Exemplos de classificação do potencial poluidor e dos portes para o licenciamento da avicultura em alguns estados.

Estado	Atividade	Potencial poluidor	Unidade de medida	Mínimo	Pequeno	Médio	Grande	Excepcional
RS	Avicultura de corte	Médio	Cabeça	Abaixo de 14.000	14.001–36.000	36.001–48.000	48.001–60.000	Demais
SC	Avicultura	Médio	Cabeça	Até 12.000 <sup>(1)</sup>	12.001–36.000	36.001–59.999	≥ 60.000	–
PR <sup>(2)</sup>	Avicultura	–	Metro quadrado (área de galpões)	1.501–2.500	2.501–5.000	5.001–10.000	10.001–40.000	> 40.000
RJ	Avicultura	De insignificante a médio	Cabeça	Até 12.000	12.001–36.000	36.001–60.000	≥ 60.000	–
ES	Avicultura	Médio	Metro quadrado (área de galpões)	1.000 < área de confinamento ≤ 4.000	4.000 < área de confinamento ≤ 8.000	8.000 < área de confinamento ≤ 16.000	Área de confinamento > 16.000	
MG	Avicultura	Médio	Cabeça	–	20.000–150.000	150.001–300.000	≥ 300.000	–
GO	Avicultura	–	Cabeça	De 50.000 ≤ até ≤ 200.000				

Continua...

Tabela 5. Continuação.

Estado	Atividade	Potencial poluidor	Unidade de medida	Mínimo	Pequeno	Médio	Grande	Excepcional
MT	Avicultura de corte	Pequeno	Cabeça	–	20.000–50.000	50.001–100.000	≥ 101.000	–
	Avicultura de postura	Médio	Cabeça	–	20.000–50.000	50.001–100.000	≥ 101.000	–
PE	Avicultura	–	Metro quadrado (área de galpões)	Até 1.200	1.200–2.400	2.401–4.800	4.801–9.600	≥ 9.601
BA <sup>(3)</sup>	Avicultura	Médio	Cabeça	–	12.000–60.000	60.001–400.00	≥ 401.000	–
AM <sup>(3)</sup>	Avicultura	Pequeno	Cabeça	–	Até 2.000	2.001–6.000	6.001–10.000	≥ 10.001
TO	Avicultura	Médio	Cabeça	–	< 10.000	> 10.000	–	–
RO	Avicultura	Baixo	Metro quadrado (área de galpão)	Até 1.000	1.001–3.000	3.001–5.000	5.001–8.000	Acima de 8.001

<sup>(1)</sup>Exige somente o cadastro ambiental.

<sup>(2)</sup>O estado do Paraná define o porte do empreendimento pelo tamanho da área confinada.

<sup>(3)</sup>Legislação regulamentadora: Bahia (Decreto nº 18.218, de 26 de janeiro de 2018. Disponível em: <https://www.legisweb.com.br/legislacao/?id=356119>); Amazonas (Lei nº 3.785, de 24 de julho de 2012. Disponível em: <https://www.legisweb.com.br/legislacao/?id=243659>).







Tabela 6. Continuação.

Estado	Atividade	Potencial poluidor	Unidade de medida	Mínimo	Pequeno	Médio	Grande	Excepcional
BA <sup>(2)</sup>	Unidade produtora de leitões	Médio	Cabeça	–	1.000–8.000	8.001–30.000	> 30.001	–
	Suíños	Alto	Cabeça	–	300–1.000	1.001–5.000	> 5.001	–
AM	Suíños	Grande	Cabeça	–	Até 200	201–500	501–1.000	> 1.001
TO	Suíños	Médio	–	–	número de matrizes até 50 cabeças ou número de terminados < 500	número de matrizes > 50 cabeças ou número de terminados > 500	–	–
RO	Regime de confinamento com sistema de manejo de dejetos líquidos	Médio	Metro quadrado (área de galpão)	Até 700	701–1.500	1.501–3.000	3.001–5.000	Acima de 5.001

<sup>(1)</sup>O estado do Paraná classifica como de menor porte o chamado “familiar” que, no caso de ciclo completo e unidade produtora de leitões, é de 1 a 3 matrizes. No sistema de terminação, é de 1 a 10 cabeças.

<sup>(2)</sup>Bahia (Decreto nº 18.218, de 26 de janeiro de 2018. Disponível em: <https://www.legisweb.com.br/legislacao/?id=356119>).

No estado de São Paulo, o Decreto Estadual nº 63.296 de 21/3/2018<sup>14</sup> estabeleceu que, para os empreendimentos enquadrados nos critérios descritos a seguir, a instalação e a operação dependerão unicamente da obtenção da Declaração de Conformidade de Atividade Agropecuária:

- Atividade de bovinocultura de corte em confinamento com capacidade de criação menor ou igual a 5 mil indivíduos.
- Atividade de avicultura com capacidade de criação menor ou igual a 200 mil indivíduos.
- Atividade de suinocultura com capacidade de criação menor ou igual a 500 matrizes.

Empreendimentos que se enquadrem nos critérios a seguir dependerão unicamente da obtenção de licença única, concedida em processo de licenciamento ambiental simplificado e gratuito:

- Atividade de bovinocultura de corte em confinamento com capacidade de criação maior que 5 mil e menor ou igual a 20 mil indivíduos.
- Atividade de avicultura com capacidade de criação maior que 200 mil indivíduos e menor ou igual a 500 mil indivíduos.
- Atividade de suinocultura com capacidade de criação maior que 500 matrizes e menor ou igual a 2 mil matrizes.

A maioria dos estados divide a classificação do porte por sistema de produção. Isso é tecnicamente recomendável, pois cada sistema de produção apresenta diferentes complexidades ambientais. Por exemplo, no confinamento há maior adensamento de animais por unidade de área, e isso determinará maior potencial poluidor. Nesse sistema, há maior

---

<sup>14</sup>Decreto Estadual nº 63.296 de 21 de março de 2018. Disponível em: <https://www.al.sp.gov.br/repositorio/legislacao/decreto/2018/decreto-63296-21.03.2018.html>.

disponibilidade de resíduos por área em volume e em disponibilidade de nutrientes; maior metragem de área pavimentada ou com algum tipo de piso, o que levará a geração de maior volume de águas de lavagem (efluente); maiores consumos em valor absoluto de insumos e recursos naturais; entre outros fatores. Por isso, como no caso do Rio Grande do Sul, um porte pequeno em confinamento significa ter até 100 vacas, enquanto no semiconfinado esse número para o mesmo porte é de até 300 vacas.

Não dividir a classificação do porte por sistema de produção acarretará maiores dificuldades para o produtor e para o profissional que ele contratar para elaborar o projeto técnico do licenciamento, bem como para o profissional do órgão ambiental que irá avaliar o projeto e emitir o parecer. Como existem diferenças produtivas e ambientais entre os sistemas de pasto, semiconfinado e confinado, estabelecer o porte de acordo com o sistema facilitará a elaboração do projeto e sua avaliação.

Por exemplo, uma fazenda com 1.500 ha no Amazonas está na faixa do porte grande, mas a forma pela qual os animais estão distribuídos por essa área irá determinar um potencial poluidor maior ou menor.

Outra diferenciação bem-vinda é a separação em bovinos de corte e de leite. Por exemplo, na bovinocultura leiteira, a lavagem do piso e dos equipamentos da ordenha é realizada diariamente, no entanto esse manejo não ocorre na bovinocultura de corte. Por gerar esse efluente de forma diária, a produção de leite tem maior desafio ambiental, por isso é importante considerar essa diferenciação na classificação dos portes.

Cabe destacar que a maioria dos estados considera que o sistema de pasto (também classificado como extensivo) tem impacto ambiental insignificante, razão pela qual só é exigida a declaração ambiental.

A regra geral é a seguinte: antes de iniciar o processo de licenciamento, o produtor deve saber qual é a classificação ambiental de sua atividade e discutir isso com o profissional contratado para elaborar os estudos ambientais. Com isso, ambos poderão decidir o melhor caminho a ser seguido para que o processo de licenciamento seja rápido, de custo

viável e de acordo com a legislação e seja possível de ser realizado pelo produtor e seus colaboradores no dia a dia da atividade.

Não se deve esquecer que a licença ambiental é um processo que demanda tempo e conhecimento. Quanto mais o produtor for organizado e planejado em relação a essa questão, melhor será a condição ambiental da propriedade, o que significa bem-estar para os animais e melhor qualidade de vida para os que trabalham e vivem na propriedade.

## **Destaques relacionados ao licenciamento ambiental da avicultura**

Até o momento, nenhum estado brasileiro possui uma lei de licenciamento específica para avicultura de corte e outra para de postura. Todas as legislações entendem que a avicultura compreende essas duas atividades.

Pelo lado da simplificação e da desburocratização da estrutura legal, isso é bem-vindo; no entanto, pelo lado técnico essa não é a situação mais desejável. Ambas as atividades possuem particularidades em relação aos resíduos, tais como: tipo de instalação e manejo, frequência de geração, forma física (na avicultura de corte, a cama de aviário na forma sólida; e, na avicultura de postura, os dejetos na forma semissólida ou líquida), diferentes concentrações de nutrientes, entre outras características.

Ter uma diferenciação quanto a leis de licenciamento entre corte e postura seria bem-vindo, pois deixaria mais claro o entendimento e a aplicação dos conceitos e padrões técnicos.

Por exemplo, em Minas Gerais, o empreendedor deve apresentar uma planilha que apresente a estimativa dos custos de implantação e manutenção das medidas mitigadoras adotadas para a minimização dos impactos ambientais causados pelo empreendimento, bem como das medidas compensatórias. Também deve apresentar uma descrição da relação custo-benefício em relação aos aspectos sociais/ambientais do projeto e da área

de influência. Como a lei é geral para a avicultura, calcular esses custos se torna mais complexo. Caso houvesse a separação entre corte e postura com padrões específicos, o cálculo do custo seria mais fácil.

O estado de Minas Gerais é inovador ao considerar em uma legislação para avicultura o uso da água, que deverá ser caracterizado e quantificado no sistema de produção. Com isso, as propriedades devem medir seu consumo de água, e a forma de medição mais simples e barata para isso é a instalação de hidrômetros para medição de cada tipo de uso (Figura 1). Também deverá haver um sistema de controle de águas pluviais, de modo que seja avaliada a possibilidade de reaproveitamento dessas águas visando à menor captação de água de fontes superficiais e subterrâneas.

Quanto ao manejo da cama de aviário, destacam-se a seguir algumas diretrizes estaduais.

No estado do Rio Grande do Sul, o substrato da cama de aviário compostado deverá ser substituído na sua totalidade em até 12 meses de uso ou a cada oito lotes, se for o caso. A critério do órgão ambiental, esse prazo poderá ser antecipado ou postergado conforme as características do material utilizado e sua condição nesse período.

Foto: Julio Cesar Pascale Palhares



**Figura 1.** Hidrômetro instalado em um sistema de aves de corte para medição do consumo de água no galpão.

No estado do Espírito Santo, a cama de frango e o esterco das aves deverão submeter-se às seguintes técnicas de manejo: a) controle químico de larvas e moscas; b) acondicionamento em local coberto ou protegido com material impermeável; c) tratamento por meio da compostagem ou outra técnica com eficiência e eficácia comprovada, visando atingir a estabilidade do material.

As indicações de manejo, tratamento e disposição do resíduo/carcaça de aves mortas estão presentes em quase todas as legislações estaduais de licenciamento da avicultura. No caso da lei de licenciamento do Rio Grande do Sul, não há referência sobre o manejo desse resíduo, o que deve ser entendido como incomum, considerando que o estado é um tradicional produtor nacional de aves de corte.

Nos estados em que há referência às carcaças, o sistema de tratamento mais indicado pelos órgãos licenciadores é a compostagem. Isso se justifica pelo baixo nível de complexidade no manejo desse tipo de tratamento, pela viabilidade do investimento econômico necessário para se ter a estrutura adequada e pela efetividade de tratamento do resíduo.

A IN nº 28 de Santa Catarina<sup>15</sup> determina que as carcaças de animais mortos e os resíduos de parição deverão ser destinados à composteira, que deverá ser construída e conduzida de maneira que não cause poluição ambiental. Nos casos de eventos de grande mortandade de aves sem a presença de agentes patogênicos, aves mortas e outros resíduos orgânicos poderão ser tratados com compostagem, enterramento em valas sanitárias ou incineração. Para eventos de grande mortandade com a presença de agentes patogênicos, aves mortas e outros resíduos orgânicos deverão ser incinerados.

A IN nº 28 de Santa Catarina ainda faz referência ao correto descarte de resíduos de embalagens de remédios, desinfetantes, vacinas e objetos

---

<sup>15</sup>Instituto do Meio Ambiente de Santa Catarina. Instrução Normativa nº 28 out.2019. Disponível em: <http://www.ima.sc.gov.br/index.php/licenciamento/instrucoes-normativas>.



perfurocortantes. Esses produtos devem ser armazenados em recipientes apropriados e suas embalagens devem ser encaminhadas para destino adequado. Ainda cita que deve ser dado destino correto aos resíduos da construção civil. Essas determinações estão em consonância com as diretrizes da Política Nacional de Resíduos Sólidos<sup>16</sup>, que também deve ser considerada na proposição de descartes para esses tipos de resíduos.

Uma preocupação cada vez mais constante dos órgãos licenciadores está relacionada à presença de vetores, odores e barulhos emitidos pela unidade de produção animal devido aos potenciais conflitos que podem ser estabelecidos com vizinhos e áreas urbanas. Em certas localidades, as áreas urbanas se encontram muito próximas da propriedade rural em decorrência do avanço das cidades nos últimos anos. Em razão disso, algumas legislações propõem ações preventivas/corretivas para minimizar esses conflitos.

O estado do Paraná estabelece que os locais de criação de animais só serão permitidos na zona rural, onde deverão ser implementadas e mantidas as normas constantes e a legislação específica. Além disso, o estado determina que sejam adotadas medidas que impeçam a proliferação de vetores e animais reservatórios de doenças infecciosas. A remoção desses locais será obrigatória, no prazo máximo de 1 ano, quando o local se tornar núcleo de população intensa (Portaria IAP nº 56, 2008) (Paraná, 2008).

O estado de Minas Gerais exige que se descreva o relacionamento do empreendimento com a comunidade, o nível de reconhecimento da comunidade quanto ao processo de produção e às potenciais consequências para o meio ambiente, bem como as ações do empreendedor no intuito de minimizar os impactos ambientais produzidos.

---

<sup>16</sup>Lei nº 12.305 de 2 de agosto de 2010. Política Nacional de Resíduos Sólidos. Disponível em: [http://www.planalto.gov.br/ccivil\\_03/\\_ato2007-2010/2010/lei/l12305.htm](http://www.planalto.gov.br/ccivil_03/_ato2007-2010/2010/lei/l12305.htm).

## **Destaques relacionados ao licenciamento ambiental da bovinocultura**

Nos estados, as legislações não fazem diferenciação entre bovinocultura de corte e de leite.

Além disso, nas legislações relacionadas a bovinos, as diretrizes e os padrões são bem menos complexos e exigentes do que nas de licenciamento para monogástricos. Uma explicação para essa realidade é o fato de as criações de suínos e aves se darem, majoritariamente, de forma confinada, sistema sabidamente com maior potencial poluidor do que os sistemas em pasto ou semiconfinado. No Brasil, a bovinocultura de leite e de corte está dividida entre os três sistemas de produção citados, havendo uma predominância do sistema em pasto.

Pelo fato de o sistema em pasto ser considerado de menor pressão ambiental pelos órgãos licenciadores, a maioria dos estados só determina que deve ser solicitada a licença ambiental para os sistemas semiconfinado e confinado.

Esse entendimento de que sistemas em pasto têm baixo potencial poluidor e, portanto, podem ser dispensados de ter a licença deve ser alterado nos próximos anos. A razão para isso é que, já há alguns anos e principalmente para bovinos de leite, esse sistema vem passando por um processo de intensificação produtiva.

Battini et al. (2016) definem a intensificação como a adoção de medidas para aumentar a quantidade de produto produzido por hectare. A intensificação resulta, muitas vezes, do maior uso de insumos (alimentação e/ou fertilizantes) e/ou da maior taxa de lotação. Eisler et al. (2014) citam que a busca pela intensificação na produção animal tem se dado com pouca consideração pela sustentabilidade e eficiência em geral (quantidade líquida de alimentos produzidos em relação aos insumos e recursos consumidos).

A intensificação tem as seguintes vantagens: maior eficiência no uso de nutrientes e recursos; ganhos de escala; facilidade de controle pelos

órgãos governamentais; maior poder de negociação para colocação dos produtos no mercado; redução da complexidade na tomada de decisão e no estabelecimento de políticas, pois os atores envolvidos com a produção diminuem. Como em todo processo, também existem desvantagens, e as de maior preocupação são os impactos negativos que esse processo traz para a condição social e ambiental dos territórios onde ocorre. Poucos estudos investigaram os impactos ambientais da intensificação da bovinocultura.

Animais em sistemas intensificados requerem mais nutrientes, água, insumos, portanto as unidades produtivas têm grandes desafios ambientais por gerarem maiores quantidades de nutrientes para serem manejados e terem maiores consumos absolutos de recursos naturais. Segundo Rutting et al. (2018), o grande desafio da intensificação agropecuária é aliar produção intensiva com elevada eficiência de uso de nutrientes e reduzidos impactos ambientais negativos.

A intensificação dos sistemas de produção de bovinos é defendida como estratégia “poupadora de terra”, tendo como objetivo reduzir os índices de desmatamento, principalmente nos biomas Cerrado e Amazônia. A regra é simples e válida, pois, com o aumento do número de unidades animais por hectare, reduz-se a pressão pela abertura de novas áreas de floresta. Mas, como exposto anteriormente, já é sabido por várias experiências mundiais que a intensificação pode causar uma série de impactos ambientais negativos se não for feita de forma correta, sem considerar o respeito ao meio ambiente na tomada de decisão.

Sinais de impactos ambientais negativos de intensificação sem levar em conta as questões ambientais já são detectados no Brasil na região de transição dos biomas Cerrado e Amazônia. Estudo feito por pesquisadores nacionais e estrangeiros concluiu que a intensificação da agricultura é uma forma de evitar o desmatamento de novas áreas para a produção (Jankowski et al., 2018). Porém, seus impactos ambientais ainda são pouco entendidos, entre eles os decorrentes do uso de fertilizantes em

excesso. Os pesquisadores apontam que não se conhece ainda qual é a capacidade de proteção do solo, quanto tempo dura essa proteção ou o que acontece se o índice de N acumulado for maior do que a capacidade de retenção. Essas são as perguntas críticas que determinarão a sustentabilidade ambiental de um modelo mais intensivo de agricultura nas regiões do Cerrado e da Amazônia.

A lei de licenciamento para bovinoculturas do estado do Paraná foi promulgada em julho de 2019. Portanto, é a mais recente. Ela estabelece critérios para o licenciamento ambiental de empreendimentos de bovinocultura confinada e semiconfinada de leite e de bovinocultura confinada de corte.

Embora não seja uma orientação comum em leis de licenciamento da bovinocultura, a lei paranaense determina diretrizes relacionadas ao uso eficiente da água. As propriedades deverão obrigatoriamente implantar medidas para controle do consumo de água e do aumento do volume de geração de dejetos, tais como: instalar hidrômetros, reduzir o consumo de água de limpeza, promover o reúso de água e evitar a entrada de água da chuva nas instalações e no sistema de tratamento de dejetos.

Palhares (2019) avaliou 215 propriedades leiteiras de Minas Gerais no ano de 2016 e constatou que 98,6% das propriedades não possuíam hidrômetro e não faziam controle de consumo de água e somente 1,4% tinha controle do consumo de água de irrigação.

Quanto aos dejetos gerados por atividade classificada como de porte grande ou excepcional, esses deverão obrigatoriamente implantar tratamento secundário para posterior destinação final. O uso de sistema de tratamento secundário, além de maiores investimentos financeiros, como a implementação de um biodigestor, envolve também a necessidade de mão de obra com nível de instrução necessário para manejar o sistema de tratamento no dia a dia.

A falta de mão de obra em práticas e tecnologias ambientais é um grande impedimento para sua incorporação no meio rural. Esse tipo de

exigência indica que o cumprimento às leis de licenciamento da bovinocultura tendem a ter maior complexidade, o que demandará conhecimentos técnicos ambientais de produtores e profissionais agropecuários.

A lei de licenciamento para bovinoculturas no estado do Amazonas determina que, no projeto de solicitação da licença, conste uma estimativa de geração, tratamento e destinação final dos resíduos sólidos, além da descrição da forma de descarte de animais mortos e dos volumes e cargas de nutrientes dos efluentes líquidos e dos respectivos sistemas de tratamento. Esse é mais um exemplo no qual o órgão licenciador exige que, no projeto de solicitação da licença, seja descrita a maneira pela qual serão medidos e monitorados os indicadores relacionados à geração e à qualidade dos resíduos.

Esse tipo de exigência tende a estar cada vez mais presente nas legislações de licenciamento dos estados.

## **Destaques relacionados ao licenciamento ambiental da suinocultura**

A suinocultura é a atividade pecuária sobre a qual incidem as leis de licenciamento de maior complexidade no que se refere às obrigações e aos padrões ambientais mais restritivos. Isso se explica pelo fato de essa atividade animal ter sido, no passado recente, a mais contestada pela sociedade quanto ao seu desempenho ambiental. Hoje pode-se dizer que esse posto não pertence mais à suinocultura, mas sim à bovinocultura de corte, fundamentalmente pela questão amazônica.

Mas por que a suinocultura foi tão contestada e onde isso se iniciou? Como já apresentado no item introdutório, esse processo inicia-se no estado de Santa Catarina e culmina na assinatura do Termo de Compromisso de Ajustamento de Condutas da Suinocultura.

Já em 1990, a Secretaria do Desenvolvimento Urbano e Meio Ambiente do Estado de Santa Catarina apontava que, entre os fatores de degradação da qualidade dos mananciais, destacavam-se os subprodutos originados da criação de animais confinados, mais especificamente da atividade suinícola. Como resultado dessa e de outras situações, diversos programas e ações foram implantados pelo estado com o propósito de reduzir a poluição provocada pelos dejetos suínos. Na região do Oeste Catarinense, foram implantados o Programa Estadual de Microbacias do Estado de Santa Catarina e o Programa de Expansão da Suinocultura e Tratamento de seus Dejetos. Além desses, foram criados novos programas e executadas ações para o enfrentamento da questão ambiental, tais como: a) o Programa Nacional do Meio Ambiente (PNMA II), por intermédio do componente Gestão Integrada de Ativos Ambientais, com o projeto Controle da Degradação Ambiental Decorrente da Suinocultura em Santa Catarina; b) o Programa Microbacias II, que, apesar de possuir uma abrangência estadual e atacar vários problemas do desenvolvimento rural, possuía como uma das suas prioridades o enfrentamento da questão ambiental da suinocultura; c) o Programa Gestar, desenvolvido na bacia do Rio Ariranha, que tem como objetivo central a melhoria da qualidade ambiental do meio rural.

Outras duas razões para a suinocultura ser ambientalmente tão contestada são de caráter cultural. A primeira está relacionada com a ideia de que esse animal é um “porco” (no sentido de viver no lixo, na sujeira, comendo restos de alimentos). Essa imagem é muito presente na mente das pessoas e foi criada como símbolo do atraso que representava o meio rural brasileiro e/ou as condições de vida nas periferias das grandes cidades. Representação icônica da realidade das grandes cidades é o documentário *Ilha das Flores*<sup>17</sup>, de 1989, dirigido por Jorge Furtado, no qual é

---

<sup>17</sup>Ilha das Flores (1989). Disponível em: [https://pt.wikipedia.org/wiki/Ilha\\_das\\_Flores\\_\(curta-metragem\)](https://pt.wikipedia.org/wiki/Ilha_das_Flores_(curta-metragem))

feita uma análise crítica das relações sociais da época, já numa sociedade brasileira extremamente desigual. O porco tem um papel de relevância no curta-metragem. Não que as imagens divulgadas difundindo a ideia de suínos e “porcos” não fossem verdadeiras, mas o “porco” da história nunca foi o suíno, mas sim o humano que o submetia a tais condições.

A outra razão é que, para grande parte das pessoas, a maioria sem vínculo com o meio rural e sem nenhum conhecimento ambiental da pecuária, o suíno é o animal mais poluidor que existe. Esse entendimento generalizado se fundamenta, basicamente, nas características do dejetos suíno: líquido, de odor forte e muito desagradável e cor acinzentada. Assim, quem não tem vínculo com o rural, mas em algum momento se deparou com o cheiro ou com o próprio dejetos, guarda essa lembrança para sempre e por isso tende a dizer que é o animal que mais polui.

Tecnicamente os dejetos de suínos não são os que contêm a maior carga poluidora, aqui entendido como concentração de N, P e potássio (K). São as aves de corte e de postura que têm os dejetos com maior potencial poluidor.

Os três estados do Sul do Brasil possuem as leis de licenciamento da suinocultura mais avançadas até o momento. Essa situação justifica-se pelo fato de esses estados serem tradicionais produtores de suínos, com altas densidades de animais em determinadas regiões, o que acarretou o histórico de conflitos ambientais entre a atividade e a sociedade; e uma das formas de mediar esses conflitos foi a promulgação das leis de licenciamento, sua aplicação e seu constante aperfeiçoamento. Como já citado, a IN nº 11, que trata do licenciamento ambiental da suinocultura no estado de Santa Catarina, não é só a lei nacional mais avançada para essa espécie, mas também para todas as espécies animais.

A IN nº 11 determina que o sistema de armazenamento dos dejetos seja projetado com duas unidades manejadas em paralelo e com alimentação intercalada, ou seja, a primeira deve ser alimentada até o enchimento total, em seguida passa-se a alimentar a outra unidade. O tempo

de armazenamento deve ser equivalente ao intervalo entre retiradas do dejetos para distribuição nas áreas agrícolas licenciadas para aplicação do fertilizante orgânico. Por exemplo, para projetos que preveem duas aplicações de dejetos ao ano, o tempo de armazenamento deve ser de 180 dias para cada unidade. Em projetos que preveem o uso mais frequente dos dejetos para, por exemplo, aplicações em pastagens a cada 60 dias, o tempo de armazenamento de dejetos deve ser também de 60 dias. O tempo mínimo de armazenamento não deve ser nunca inferior a 40 dias. Vê-se que os prazos de armazenagem estão condicionados ao uso do dejetos como fertilizante, a forma mais comum de disposição para esse tipo de resíduo no País, seja para os dejetos de suínos, seja para qualquer outro dejetos animal.

No Espírito Santo, a IN nº 24, de 23 de outubro de 2014<sup>18</sup>, determina que os dejetos líquidos de suínos sejam captados, tratados e destinados adequadamente por meio da implementação das seguintes técnicas:

- I – Tratamento primário através de decantação/peneiramento a fim de separar as fases sólida e líquida dos dejetos.
- II – Tratamento secundário através de esterqueiras/lagoas de estabilização.

Apesar de a lei capixaba classificar a esterqueira como um sistema de tratamento secundário, tecnicamente essa não é a melhor classificação, pois, nessa estrutura, embora haja degradação da matéria orgânica de forma aeróbia e anaeróbia, esses processos não são controlados. A esterqueira pode ser definida como um sistema de armazenamento dos dejetos/efluentes até seu uso como fertilizante. O *Glossário de termos associados ao manejo de resíduos da produção animal* (Salazar et al., 2019)

---

<sup>18</sup>Instrução Normativa nº 24, de 23 de outubro de 2014. Disponível em: <https://idaf.es.gov.br/Media/idaf/Documentos/Legisla%C3%A7%C3%A3o/CLAM/Instru%C3%A7%C3%A3o%20Normativa%20n%C2%BA%20024%20de%2023%20de%20out%20de%202014%20-%20Sui-nocultura.pdf>



define esterqueira como um tanque construído abaixo do nível do solo para coletar e armazenar dejetos ou efluentes. A lagoa de estabilização/armazenamento é definida como uma estrutura de armazenamento para posterior uso agrícola do dejetos (não objetiva o tratamento). A esterqueira é também conhecida como estrumeira ou chorumeira. Na Figura 2, apresentam-se exemplos de esterqueiras instaladas em propriedades rurais.

O Amazonas determina que os dejetos de suínos sejam tratados e destinados adequadamente por meio da implantação de sistemas integrados com mecanismos físico-químico-biológicos de tratamento e destinação final.

Como já justificado como uma questão cultural, o odor oriundo dos dejetos produzidos na suinocultura sempre foi motivo de conflitos entre o produtor e aqueles que o cercam. Por isso as leis de licenciamento de muitos estados estipulam questões de distanciamento, a fim de reduzir esses conflitos e salvaguardar a saúde dos que residem na propriedade.

O Rio Grande do Sul determina que as áreas de criação devem situar-se a uma distância mínima de 300 m de núcleos populacionais e a 50 m das frentes de estradas e/ou da faixa de domínio, das divisas das propriedades (limites de terrenos vizinhos) e da casa do empreendedor ou de seus funcionários. Essas distâncias poderão ser ampliadas pelo

Fotos: Julio Cesar Pascale Palhares



**Figura 2.** Esterqueiras para armazenamento de efluentes.

órgão ambiental, de acordo com o zoneamento da região e a direção predominante dos ventos, de forma a garantir o bem-estar da população residente. Também devem ser utilizadas tecnologias que evitem a propagação de odores e dispersão de poeiras.

No Paraná, na localização das construções para criação dos animais, armazenagem, tratamento e disposição final de dejetos, devem ser consideradas as condições ambientais da área e do seu entorno, bem como a direção predominante dos ventos na região, de forma a impedir a propagação de odores para cidades, núcleos populacionais e habitações mais próximas.

Não é permitida a implantação de novos empreendimentos de suinocultura a montante de pontos de captação de água para fins de abastecimento público no território paranaense. O estado também determina que as propriedades suínícolas possuam obrigatoriamente hidrômetros para controle do consumo de água. Além disso, devem reduzir o consumo de água de limpeza e o desperdício, bem como evitar a entrada de água de chuva nas instalações e no sistema de tratamento de dejetos.

No roteiro de solicitação para licença de instalação para suinocultura do estado de Mato Grosso, consta que deve ser apresentada a caracterização qualitativa e quantitativa das emissões atmosféricas e dos resíduos sólidos.

## **Uso dos resíduos animais como fertilizante**

Na Tabela 7, apresentam-se as características estruturais e de manejo que os sistemas de armazenamento de dejetos<sup>19</sup> (esterqueiras ou lagoas) devem apresentar em alguns estados. Considerando as leis de licenciamento para todas as espécies animais e em todos os estados, é comum a indicação de como deve ser construído e manejado o sistema de

---

<sup>19</sup>Dejeto: mistura de fezes e urina com ou sem outros materiais (camas, pelos, restos de ração, etc.), o que irá depender do tipo de sistema de produção (Salazar et al., 2019).

**Tabela 7.** Características estruturais e de manejo que o sistema de armazenamento de dejetos (esterqueiras ou lagoas) deve apresentar.

Estado	Atividade	Unidades de armazenamento	Impermeabilização	Tempo de retenção	Aspectos de segurança ambiental	Aspectos de cálculo para dimensionamento
RS	Suínocultura	Não determina	Obrigatória, tipo concreto, alvenaria em tijolos ou blocos de cimento, lonas de PVC ou PAD	Tempo mínimo de retenção de 120 dias	O lençol freático deverá estar a, no mínimo, 1,5 m de profundidade abaixo da linha da base inferior da esterqueira Volume adicional de armazenagem de 20% para evitar transbordamento	Propõe índices de geração de efluentes
	Bovinocultura	Não determina	Obrigatória, tipo concreto, alvenaria em tijolos ou blocos de cimento, lonas de PVC ou PAD	Tempo mínimo de retenção de 120 dias	O lençol freático deverá estar a, no mínimo, 1,5 m de profundidade abaixo da linha da base inferior da esterqueira Volume adicional de armazenagem de 20% para evitar transbordamento	Propõe índices de geração de efluentes

Continua...

Tabela 7. Continuação.

Estado	Atividade	Unidades de armazenamento	Impermeabilização	Tempo de retenção	Aspectos de segurança ambiental	Aspectos de cálculo para dimensionamento
SC	Suinocultura	Dois sistemas de armazenamento, manejados em paralelo e com alimentação intercalada	Obrigatória, tipo concreto, alvenaria em tijolos ou blocos de cimento, lonas de PVC ou PAD	O tempo mínimo de retenção em cada unidade nunca deve ser inferior a 40 dias Este tempo pode ser maior (60, 90 até 180 dias), dependendo do tipo de cultura agrícola a ser fertilizada	Altura mínima de segurança de 25 cm de distância entre o nível mais alto do efluente e a borda da esterqueira	Propõe índices de geração de efluentes Fórmula: $Vest = Veflu + Vseg$ em que: $Vest$ = volume estimado para a esterqueira ( $m^3$ ); $Veflu$ = volume total de efluentes produzidos ( $m^3$ ); $Vseg$ = volume de segurança ( $m^3$ )
				Tempo mínimo de retenção de 60 dias para as regiões mais quentes e 90 dias para as regiões mais frias	Volume adicional de armazenagem de 20% para evitar transbordamento	-
	Bovinocultura	Não determina	Obrigatória, tipo concreto, alvenaria em tijolos ou blocos de cimento, lonas de PVC ou PAD			

Continua...

Tabela 7. Continuação.

Estado	Atividade	Unidades de armazenamento	Impermeabilização	Tempo de retenção	Aspectos de segurança ambiental	Aspectos de cálculo para dimensionamento
PR	Suinocultura	Não determina	De acordo com as características, o solo pode ser compactado, desde que atinja o coeficiente de permeabilidade de no mínimo $K = 10^{-7} \text{ cm s}^{-1}$ .	Não determina	Os dejetos devem passar obrigatoriamente por tratamento primário (remoção de sólidos orgânicos e inorgânicos)	-
			Solos de textura arenosa e/ou com lençol freático em profundidade inferior a de 4,0 m deverão ser obrigatoriamente revestidos			
	Bovinocultura	Não determina	Obrigatória, tipo concreto, alvenaria em tijolos ou blocos de cimento, lonas de PVC ou PAD	Não determina	Os dejetos devem passar obrigatoriamente por tratamento primário (remoção de sólidos orgânicos e inorgânicos)	-

Continua...

Tabela 7. Continuação.

Estado	Atividade	Unidades de armazenamento	Impermeabilização	Tempo de retenção	Aspectos de segurança ambiental	Aspectos de cálculo para dimensionamento
ES	Suinocultura	Não determina	Obrigatória	Tempo mínimo de retenção de 90 a 120 dias	O coeficiente de segurança deve considerar a precipitação média da região (apresentar memorial descritivo de cálculo)	Profundidade mínima de 2,5 m. Não poderá ser construída em solos de alta permeabilidade e/ou que tenham lençol freático superficial
MG	Suinocultura	Não determina	Obrigatória	Não determina	Não determina	Apresentar projeto técnico para avaliação
AM	Bovinocultura	Não determina	Não determina	Tempo mínimo de retenção de 120 dias	Coefficiente de segurança de 20%	Plantas e memorial de cálculo do sistema de armazenagem dos dejetos
	Suinocultura	Não determina	Não determina	Tempo mínimo de retenção de 120 dias	Coefficiente de segurança de 20%	Plantas e memorial de cálculo do sistema de armazenagem dos dejetos

armazenamento dos dejetos. Com isso, determina-se por consequência que a forma mais comum de disposição final dos dejetos pecuários indicada para todos os estados é o seu uso como fertilizante.

Nas leis estaduais de licenciamento, até o momento, não é feita nenhuma indicação quanto ao tipo e à forma de manejo para sistemas de tratamento dos dejetos/efluentes e outros resíduos, com exceção das carcaças de animais mortos, para as quais se indica a compostagem. A razão para não se fazer a indicação de sistemas de tratamento se justifica pela diversidade de tecnologias de tratamento. Nesse caso, a escolha é uma opção do produtor, lembrando que não existe uma tecnologia de tratamento melhor que outra, e sim aquela que mais se adapta às condições produtivas, ambientais e econômicas da propriedade. Sistemas de tratamento também demandam significativos investimentos e custos de manutenção, por isso a indicação de uma tecnologia única pode impactar negativamente a economia da propriedade.

Afonso et al. (2020) concluíram que o uso de tecnologias nutricionais que reduzem a excreção de nutrientes por suínos em terminação também é uma estratégia econômica para reduzir o custo de transporte e distribuição dos dejetos nas áreas agrícolas. Afonso et al. (2019) avaliaram os custos de implantação de biodigestor e esterqueira para o manejo de dejetos suínos no estado de São Paulo e concluíram que a esterqueira é economicamente mais viável para propriedades de pequeno porte. Para unidades produtoras de médio e grande porte, o biodigestor é economicamente viável, devido à maior produção de dejetos.

Pode ser que, em médio prazo, as leis de licenciamento estaduais determinem a utilização de sistemas de tratamento dos resíduos. Isso será resultado de erros cometidos no uso dos resíduos como fertilizante e/ou da elevada densidade animal de algumas regiões, que apresentam alto risco quanto à capacidade de suporte do solo para receber os resíduos e elevado grau de degradação ambiental. Essas duas realidades já ocorreram no continente europeu e no norte da América. Em decorrência

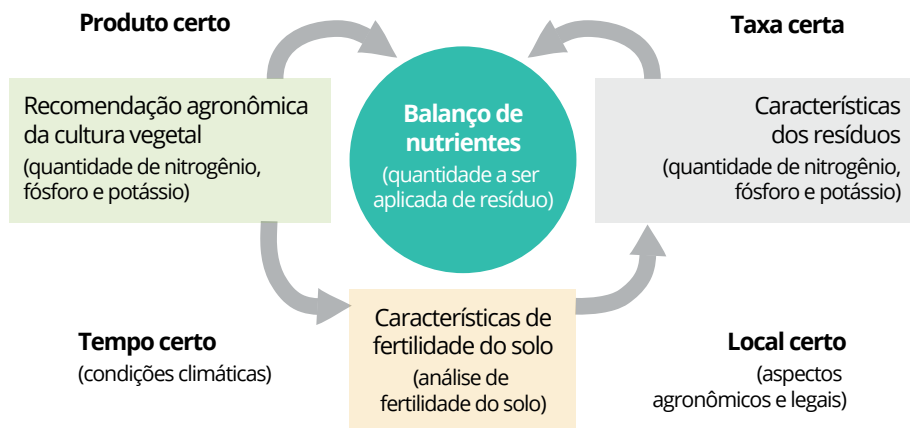
disso, os padrões ambientais para o uso dos resíduos pecuários como fertilizante tornaram-se mais restritivos e houve uma determinação para utilização de sistemas de tratamento dos resíduos.

É conhecimento validado que os resíduos animais são ricos em nutrientes, portanto podem ser utilizados como fertilizante a fim de auxiliar o desenvolvimento das culturas vegetais e reduzir os custos com adubação química. Em razão disso, o aproveitamento dos resíduos como fertilizante é a forma de manejo predominante na produção animal brasileira e mundial (Palhares, 2014). Gatiboni e Nicoloso (2019) atestam que os resíduos orgânicos podem ser utilizados como fertilizantes, mas deve-se ter um manejo adequado no intuito de balancear as quantidades de nutrientes aplicadas via dejetos com as necessidades das plantas, a fim de evitar impactos ambientais indesejáveis pela adição excessiva de nutrientes. Cabe ressaltar que, quando utilizados adequadamente, os resíduos podem ser tão eficientes quanto os fertilizantes industrializados na resposta pelas plantas.

A utilização de esterco, dejetos, compostos, biofertilizantes e lodos como fertilizantes e condicionadores físicos e químicos dos solos é uma forma simples e barata de dar destino ambientalmente seguro aos resíduos. Mas essa não é uma prática simplesmente de logística, ou seja, não significa a simples retirada da matéria orgânica da estrutura de armazenamento, seu transporte e aplicação no solo. A disposição dos resíduos é uma prática que envolve uma série de premissas técnicas para que ela não resulte em contaminação das águas, do solo e do ar.

Todas essas premissas técnicas são parte de um único conceito: o balanço de nutrientes, composto pelos quatro Cs (produto certo, taxa certa, tempo certo, local certo). Na Figura 3, observa-se o que deve ser considerado para o cálculo do balanço de nutrientes. É obrigatório considerar esse conceito na execução da prática do uso dos resíduos como fertilizante. Em razão disso, o balanço de nutrientes é uma diretriz das





**Figura 3.** Premissas a serem consideradas no balanço de nutrientes.

várias legislações estaduais de licenciamento, com o intuito de dar segurança ambiental à prática.

Muitas legislações estaduais solicitam que a quantidade de dejetos gerados por dia por animal seja informada no Plano de Manejo Ambiental da atividade. É raríssimo encontrar uma propriedade que tenha esse tipo de informação. Cabe lembrar que, na maioria das legislações, existem tabelas com índices técnicos de geração de dejetos por animal por dia.

O uso desses índices funciona melhor para monogástricos do que para ruminantes, devido aos primeiros serem criados em sistemas confinados, com padrões genéticos, alimentares, construtivos e de manejo muito similares, independentemente da região de produção. Por causa da carência desses índices para as condições nacionais, principalmente para as espécies ruminantes, deve prevalecer o bom senso na proposta do Plano de Manejo Ambiental, ou seja, que se escolham índices que tenham um suporte técnico e que possam ser justificados perante o órgão ambiental.

No Paraná, a lei de licenciamento da bovinocultura determina que a taxa de aplicação do resíduo seja calculada de acordo com os seguintes

fatores: concentração de nutrientes, índice de eficiência do dejetos, análise do solo e recomendação de adubação para as culturas utilizadas, conforme orientação do Manual de Adubação e Calagem para o estado do Paraná. Os elementos considerados limitantes para o uso agrícola dos resíduos são N, P e K. A adubação deve ser efetuada com base no princípio do equilíbrio, ou seja, a taxa de aplicação deverá ser em função do elemento que exigir menor quantidade de dejetos, e a complementação deve ser realizada com fertilizante químico quando necessário.

Para reduzir o risco de poluição dos recursos hídricos via escoamento superficial, recomenda-se aplicar o dejetos no mínimo 5 dias antes de evento de precipitação pluviométrica. Se a dose a ser aplicada, de acordo com a recomendação, for maior que  $60 \text{ m}^3 \text{ ha}^{-1}$ , recomenda-se dividir essa aplicação, mantendo um intervalo de, no mínimo, 15 dias. Ainda, considerando a redução de risco ambiental, recomenda-se a utilização de técnicas adequadas de injeção no solo de dejetos líquidos.

Tanto para a bovinocultura como para a suinocultura, o estado do Paraná considera como elementos limitantes para o uso agrícola dos dejetos o N e o P. A taxa de aplicação deverá ser calculada em função do elemento que exigir menor quantidade de dejetos. As quantidades podem variar em até 20% da recomendação indicada. Para o primeiro cultivo, podem ser utilizados os valores de reposição em função do N. Deve-se considerar uma perda de 50% para o N, por causa das perdas da transferência entre solo-planta-animal-solo. Quando os teores de P e K ultrapassarem em duas vezes os valores definidos como alto e muito alto, devem-se utilizar os dejetos somente após avaliação prévia da assistência técnica.

A lei paranaense ainda determina que o gerador do resíduo é responsável por ele enquanto estiver em suas instalações. Além disso, ele é corresponsável por qualquer dano ou uso indevido do resíduo, enquanto estiver nas mãos de terceiros e nas operações de manuseio, de transporte, de depósitos transitórios ou definitivos, de incineração, de reciclagem, etc.

O princípio da corresponsabilidade consta comumente nas leis de licenciamento, porque a maioria delas permite que a disposição como fertilizante possa ser feita em áreas de terceiros. Portanto, o uso dessas áreas pelo gerador do resíduo não o desobriga de fazer com que o receptor do resíduo respeite o balanço de nutriente.

A IN nº 11, que trata do licenciamento da suinocultura catarinense, determina que, se o suinocultor não possuir área agrícola útil para a aplicação dos dejetos como fertilizante compatível com seu plantel, deverá reduzir o tamanho do plantel de acordo com a área disponível, ou adotar uma das seguintes medidas: firmar contratos com propriedades vizinhas para cessão de área para aplicação dos dejetos como fertilizantes, implantar sistema capaz de transformar os dejetos líquidos em composto orgânico estabilizado ou, ainda, optar pela instalação de unidades de tratamento de dejetos capazes de reduzir a carga poluente e que possibilitem exportar o excesso de nutrientes da propriedade.

No Espírito Santo, o art. 11 da Instrução Normativa nº 24/2014<sup>20</sup> que trata da suinocultura estabelece o seguinte: os resíduos gerados deverão ser destinados à agricultura mediante projeto técnico elaborado por profissional habilitado, atestando a viabilidade da área em receber o material, com base em análise físico-química do solo, do produto gerado no tratamento e exigência nutricional da cultura existente.

No estado de Minas Gerais, no projeto de uso dos dejetos suínos, os seguintes aspectos deverão ser discriminados: o tipo de processo de estabilização da matéria orgânica, a taxa de aplicação no solo ( $\text{m}^3 \text{ha}^{-1}$  por ano), a frequência da aplicação, o tipo de cultura, a composição físico-química do solo, a granulometria do solo, a topografia da área, a distância do curso d'água e do lençol freático.

---

<sup>20</sup>Instrução Normativa nº 24, de 23 de outubro de 2014. Instrui as diretrizes técnicas para o licenciamento ambiental da atividade de suinocultura. <https://www.legisweb.com.br/legislacao/?id=276277>

No Amazonas, o uso dos dejetos de suínos como fertilizante deve considerar a época e a forma de aplicação, as culturas, a frequência e a técnica de aplicação. A prática deve ser feita a partir de uma descrição geral do local de aplicação (topografia, tamanho da área, culturas implantadas ou a implantar, etc.). Também deve ser apresentada a caracterização do solo (tipo de solo e análise de solo – fertilidade e granulométrica), tanto do suinocultor, quanto das áreas de terceiros. Todas essas informações devem ser apresentadas anualmente.

Como já abordado anteriormente, a lei mais moderna de licenciamento da suinocultura é a de Santa Catarina, cujos padrões são os mais restritivos para o uso dos dejetos como fertilizante. Esse fato é resultado do uso sem controle e sem que se considere o conceito do balanço de nutriente, situação que ocorreu desde o início da atividade suinícola no estado até anos recentes, ou seja, um histórico de mais de 40 anos. Com base em vários estudos científicos<sup>21</sup>, identificou-se que os solos catarinenses das regiões de concentração de suínos estavam com teores elevados de P, significando alto risco ambiental. Com isso, a IN nº 11 foi reformulada com a finalidade de estabelecer padrões mais restritivos para o uso dos dejetos como fertilizante e de incentivar a adoção de sistemas de tratamento dos resíduos.

A IN nº 11 estabelece que, para fins de dimensionamento do número de animais alojáveis em granjas de suínos de Santa Catarina, onde os dejetos gerados são totalmente ou parcialmente aplicados no solo, a dose do fertilizante orgânico de suínos e de demais fertilizantes orgânicos ou minerais a ser aplicada ao solo deve ser baseada na sua oferta de P, bem como na necessidade de manter os teores desse nutriente na classe “alta” de disponibilidade para cada classe textural na camada 0–10 cm do solo, por meio de adubações de manutenção e reposição, visando à adequada

---

<sup>21</sup>Para ver o relato de vários estudos científicos sobre o tema, consultar: Gatiboni e Nicoloso (2019).

nutrição de plantas e evitando o acúmulo excessivo de nutrientes no solo, com seus decorrentes e potenciais impactos ambientais.

Nas propriedades onde o dejetos é submetido a algum sistema de tratamento que remova mais de 40% do nutriente P do efluente, deverá ser usado o nutriente N como limitante para fins de licenciamento ambiental e dimensionamento do número de animais a serem alojados. Nesse caso, as doses de N devem ser calculadas visando atender a demanda desse nutriente pelas culturas agrícolas. Nas propriedades que contam com sistemas avançados de tratamento para remoção acima de 70% de N e P do efluente, deverá ser apresentado estudo técnico específico que detalhe a destinação do efluente tratado no solo ou o lançamento em corpos receptores, considerando-se as recomendações técnicas e legislações ambientais vigentes.

O uso dos resíduos avícolas como fertilizante no Paraná deve ser feito considerando a taxa de aplicação no solo (quantidade por área), calculada com base nas características físico-químicas do resíduo, da interpretação da análise química do solo e da necessidade da cultura, conforme recomendação agrônômica.

A lei gaúcha de licenciamento da avicultura orienta que, quando forem utilizados resíduos secos compostados, as quantidades a serem aplicadas devem considerar as recomendações da Comissão de Fertilidade de Solo, que determina a metodologia utilizada pela Rede Oficial de Laboratórios de Análises de Solos, considerando as características da área de aplicação.

Em Minas Gerais, na disposição dos resíduos avícolas devem ser discriminados os seguintes fatores: o processo de estabilização da matéria orgânica adotado, a taxa de aplicação no solo ( $\text{m}^3 \text{ha}^{-1}$  por ano), a frequência da aplicação, o tipo de cultura adubada, a composição físico-química do solo, a granulometria do solo, a topografia da área, a distância do curso d'água e do lençol freático. A disposição e/ou armazenamento dos resíduos sólidos gerados deverá ser feita de forma adequada, a fim

de evitar a contaminação e a saturação do solo e das águas superficiais e subsuperficiais.

Segue o exemplo de parecer<sup>22</sup> da Superintendência Regional de Meio Ambiente da Zona da Mata, Minas Gerais, para uma propriedade de avicultura de corte localizada no município de Barbacena, cujo objetivo é a obtenção da licença de operação quanto às exigências para o uso dos resíduos orgânicos como fertilizante e para o programa de automonitoramento:

- Apresentar plano de manejo, com anotação de responsabilidade técnica (ART) do responsável técnico habilitado para aplicação da cama de frango como adubo orgânico nas propriedades que irão recebê-la.
- O plano de manejo deverá ser apresentado a cada troca e comercialização da cama, onde serão discriminados o destino e o uso da cama no empreendimento.
- No plano de manejo, devem ser consideradas as características biológicas, físicas e químicas do solo, classe e aptidão do solo, práticas conservacionistas, tamanho da área, tipo de cultura e sua exigência nutricional, métodos de irrigação e distância de área de preservação e curso de água.
- Deverão ser efetuadas amostragens dos solos onde é realizada a deposição dos compostos orgânicos, com periodicidade semestral (uma campanha no período seco e outra no período das águas), para definição dos parâmetros de macro e micronutrientes.
- As análises deverão vir acompanhadas de relatório com ponto georreferenciado em mapa, demonstrando os locais de coleta e as áreas correspondentes às amostras.

---

<sup>22</sup>Disponível em: <http://sistemas.meioambiente.mg.gov.br/licenciamento/uploads/rLRMG-CohkbC7vYLugKjldh8njTpvWrfh.pdf>.

Apesar de o conceito do balanço de nutrientes estar presente nas várias leis de licenciamento estaduais das atividades pecuárias, a fiscalização quanto ao uso correto dos resíduos como fertilizante não é uma ação que conste na rotina dos órgãos licenciadores. Além das questões de falta de pessoal e precariedade estrutural desses órgãos, as quais justificam essa não fiscalização, há também questões da natureza desse tipo de poluição. Gatiboni e Nicoloso (2019) concluíram que, para monitorar áreas de aplicação de dejetos e coibir excessos, o estado de Santa Catarina dispõe de um incipiente sistema de avaliação de risco ambiental do excesso de nutrientes aplicado via dejetos.

O uso dos resíduos como fertilizante é classificado como uma fonte de poluição difusa. Esse tipo de fonte tem como uma de suas características a dificuldade para se determinar a origem da poluição. Por exemplo, ao se analisar a água de um rio que atravessa uma região agropecuária, verifica-se elevada concentração de nitrato. A presença de nitrato na água tem duas potenciais origens: fertilizante químico ou orgânico. Portanto, atesta-se a poluição do corpo d'água, mas não se tem como verificar a origem dessa poluição, ou seja, quem fez o uso incorreto do fertilizante químico e/ou orgânico que determinou a poluição da água.

Pelo fato de o uso dos resíduos como fertilizante caracterizar-se por ser uma fonte de poluição difusa, não é raro encontrar uma propriedade que tenha a licença ambiental, mas esteja causando contaminação devido à não aplicação do conceito de balanço de nutrientes.

A fim de suprir a ausência de fiscalização, as leis de licenciamento determinam que a prática de disposição dos resíduos no solo seja monitorada pelos produtores, estabelecendo indicadores agrônômicos e ambientais para esse monitoramento. Essa exigência é uma forma efetiva de fiscalização indireta utilizada em vários países.

O estado de Santa Catarina estabelece que, para o monitoramento da qualidade do solo nas áreas submetidas à aplicação dos fertilizantes orgânicos de suínos, sejam adotados como referência os teores de P

extraível e de cobre (Cu) e zinco (Zn), por serem nutrientes pouco móveis no solo e por refletirem satisfatoriamente o histórico de adubação realizada em uma área. O monitoramento se dará por meio de coletas de, no mínimo, uma amostra composta de solo, da camada 0–10 cm, no início do processo de licenciamento e a cada 4 anos.

No Paraná, dejetos suínos usados para fins agrícolas devem ser previamente quantificados para os parâmetros de pH, relação carbono/nitrogênio, matéria orgânica total, carbono total, P e K. Os limites máximos de Zn e Cu nos dejetos para disposição no solo são de 2.500 mg a 1.000 mg de matéria seca, respectivamente.

A lei paranaense determina que o monitoramento das áreas de aplicação de dejetos de suíno seja realizado uma vez por ano e que estejam contemplados os seguintes parâmetros: densidade aparente e real, granulometria, pH, N, P, K, alumínio (Al), sódio (Na), Cu, Zn, cálcio (Ca), magnésio (Mg), capacidade de troca catiônica, matéria orgânica, saturação de bases e óleos e graxas. A profundidade de amostragem deve variar de acordo com o método de preparo de solo. No caso de suspeita de acúmulo de nitrato em profundidade, devem-se analisar os teores de nitrato e amônio com amostragens nas profundidades de 0–20 cm e 20 cm–60 cm.

Em Mato Grosso do Sul, o Plano de Automonitoramento para Suinocultura determina que as amostras de solo sejam coletadas no local da fertirrigação, onde ocorrerá a infiltração/percolação do efluente através de amostras compostas por quatro subamostras coletadas na profundidade de 0,0 a 20,0 cm, em grids amostrais a cada 10 ha. Os parâmetros a serem monitorados são os seguintes: pH, P, K, Ca, Mg,  $AL^{+3}$ ,  $H+AL$ , Zn, Cu, capacidade de troca catiônica e saturação de bases. As coletas e análises laboratoriais deverão ser realizadas no final do primeiro ano da vigência da licença, na profundidade de 0–20 cm; após o primeiro ano a cada 2 anos, na profundidade de 0–20 cm. Para a renovação da licença, deve-se coletar com até 30 dias de antecedência do requerimento nas seguintes profundidades: 0–20 cm, 20 cm–50 cm e 50 cm–80 cm.



A lei paranaense referente ao licenciamento da bovinocultura determina que o monitoramento das áreas que recebem resíduos seja realizado no mínimo a cada 2 anos, por meio de análise do solo antes da aplicação do resíduo. A área para aplicação de dejetos deve ser avaliada de acordo com a classe de risco ambiental e o teor de P disponível no solo. Quanto menor o grau de risco ambiental da terra, maior será seu potencial agrícola.

## **Considerações finais**

Historicamente, as regulações ambientais para os setores da economia sempre foram motivo de conflitos. Esses setores alegavam que não precisariam de regulações, pelo fato de já conhecerem as medidas necessárias para conservação do meio ambiente. Esse tipo de argumentação foi, muitas vezes, apoiado por governos que se eximiam de seu papel regulador, os quais atendiam aos interesses político-eleitorais sem se preocuparem com as questões ambientais.

A história também é rica em demonstrar que esse tipo de argumentação só resultou em mais degradação ambiental, pois, ao contrário do que esses setores econômicos argumentavam, se a responsabilidade pela conservação ambiental ficar a cargo deles, os problemas ambientais só tendem a se intensificar.

Avanços ambientais com resultados duradouros no tempo só são verificados em países que aliam conhecimento técnico-científico com a proposição e elaboração da legislação ambiental e com processos de discussão transparentes e horizontais com todos os atores da sociedade.

Como a história ensina, as leis ambientais devem estar baseadas no mais avançado conhecimento, e não em “desejos ocultos” de alguns atores. Baseando-se no conhecimento, é possível garantir uma condição ambiental desejável e viável em termos sociais e econômicos.

O Brasil não foge à regra dos outros países. Ao longo de sua história, tendo início na colonização, os conflitos ambientais sempre se fizeram presentes. Esses conflitos têm momentos de maior ou menor intensidade, dependendo do governante, do momento e das condições socioeconômicas vigentes.

Por ser um país que, entre outros perfis, também tem um perfil pecuário, por reunir vários aspectos produtivos, sociais e ambientais necessários a esse tipo de atividade, o Brasil não pode abrir mão de regular ambientalmente sua produção animal. Essa regulação garantirá que os aspectos ambientais fundamentais para o desenvolvimento da atividade se perenizem no tempo e no espaço, em quantidade e com a necessária qualidade.

A competência produtiva, já verificada para as diversas atividades pecuárias brasileiras, também deve inserir a competência ambiental, por meio da internalização do manejo ambiental nas propriedades rurais. As leis de licenciamento ambiental auxiliam nessa internalização pela determinação de padrões ambientais e pela oferta de instrumentos econômicos que reconheçam o fazer ambientalmente bem feito.

A tão desejada sustentabilidade também depende de uma legislação ambiental baseada nos mais modernos conhecimentos, sustentada por uma estrutura perene e confiável dos órgãos ambientais e respeitada por todos como um instrumento fundamental para o avanço ambiental de uma sociedade e de suas atividades econômicas.

## Referências

AFONSO, E. R.; NASCIMENTO, R. A.; ALVES, L. K. S.; PALHARES, J. C. P.; GAMEIRO, A. H. Viabilidade econômica na construção e implantação de biodigestor e esterqueira na suinocultura. **PUBVET**, v. 13, n. 12, p. 162, 2019. DOI: [10.31533/pubvet.v13n12a470](https://doi.org/10.31533/pubvet.v13n12a470).

AFONSO, E. R.; NASCIMENTO, R. A.; PALHARES, J. C. P.; GAMEIRO, A. H. How can nutritional strategies and feed technologies in pig production affect the logistical costs of manure distribution? **Revista Brasileira de Zootecnia**, v. 49, Feb. 2020. DOI: [10.37496/rbz4920190045](https://doi.org/10.37496/rbz4920190045).

BAI, Z.; MA, W.; MA, L.; VELTHOF, G. L.; WEI, Z.; HAVLIKK, P.; OENEMA, O.; LEE, M. R. F. ZHANG, F. China's livestock transition: Driving forces, impacts, and consequences. **Science Advances**, v. 4, n. 7, July 2018. DOI: [10.1126/sciadv.aar8534](https://doi.org/10.1126/sciadv.aar8534).

BATTINI, F.; AGOSTINI, A.; TABAGLIO, V.; AMADUCCI, S. Environmental impacts of different dairy farming systems in the Po Valley. **Journal of Cleaner Production**, v. 112, Part 1, p. 91-102, Jan. 2016. DOI: [10.1016/j.jclepro.2015.09.062](https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2015.09.062).

EISLER, M. C.; LEE, M. R. F.; TARLTON, J. F.; MARTIN, G. B.; BEDDINGTON, J.; DUNGAIT J. A. J.; GREATHEAD, H.; IU, J.; MATHEW, S.; MILLER, H.; MISSELBROOK, T.; MURRAY, P.; VINOD, V. K.; SAUN, R. van; WINTER, M. Steps to sustainable livestock. **Nature**. v. 507, p. 32-34, Mar. 2014. DOI: [10.1038/507032a](https://doi.org/10.1038/507032a).

GATIBONI, L. C.; NICOLOSO, R. S. Uso de dejetos animais como fertilizante: impactos ambientais e a experiência de Santa Catarina. In: PALHARES, J. C. P. (org.). **Produção animal e recursos hídricos: tecnologias para manejo de resíduos e uso eficiente dos insumos**. Brasília, DF: Embrapa, 2019. p. 79-98. Disponível em: <https://ainfo.cnptia.embrapa.br/digital/bitstream/item/202069/1/Producao-Animal-Recursos-Hidricos.pdf>. Acesso em: 12 jan. 2020.

JANKOWSKI, K.; NEIL, C.; DAVIDSON, E. A; MACEDO, M. N; COSTA JÚNIOR, C; GALFORD, G. L.; SANTOS, L. M.; LEFEBVRE, P.; NUNES, D.; CERRI, C. E. P.; MCHORNEY, R.; O'CONNELL, C.; COE, M. T. Deep soils modify environmental consequences of increased nitrogen fertilizer use in intensifying Amazon agriculture. **Scientific Reports**, Mar. 2018. DOI:[10.1038/s41598-018-31175-1](https://doi.org/10.1038/s41598-018-31175-1).

CHINA. Ministry of Agricultural in China - MOA. 2014. Disponível em: [www.moa.gov.cn/govpublic/XMYS/201604/t20160420\\_5101912.htm](http://www.moa.gov.cn/govpublic/XMYS/201604/t20160420_5101912.htm). Acesso em: 12 jan. 2020.

MIRANDA, C. R.; SILVA, E. O. da; ZANUZZI, C. M. S.; GRIGOLLO, L.; PEREIRA, R. K. (ed.). **Suinocultura no Alto Uruguai Catarinense**: uma década de avanços ambientais. Brasília, DF: Embrapa, 2013. 311 p. Disponível em: <https://www.embrapa.br/en/suinos-e-aves/busca-de-publicacoes/-/publicacao/972861/suinocultura-no-alto-uruguai-catarinense-uma-decada-de-avancos-ambientais>. Acesso em: 12 jan. 2020.

PALHARES, J. C. P. Manejo ambiental de unidades de produção animal. **Cadernos Técnicos de Veterinária e Zootecnia**, v. 74, p. 78-94, set. 2014.

PALHARES, J. C. P. Consumo de água na produção animal brasileira. In: PALHARES, J. C. P. (org.). **Produção animal e recursos hídricos**: tecnologias para manejo de resíduos e uso eficiente dos insumos. Brasília, DF: Embrapa, 2019. p. 53-78.

PALHARES, J. C. P. Legislação ambiental e produção de suínos: as experiências internacionais. **FEPAM em Revista**, v. 3, n. 1, p. 19-27, 2009a.

PALHARES, J. C. P. **Licenciamento ambiental na suinocultura**: o caso brasileiro e mundial. Concórdia: Embrapa Suínos e Aves, 2008. 52 p. (Embrapa Suínos e Aves. Documentos, 123).

PALHARES, J. C. P. Tendências para o licenciamento ambiental na suinocultura brasileira. **Revista de Política Agrícola**, v. 18, n. 4, p. 18-28, out./nov./dez. 2009b.

PARANÁ. Portaria IAP nº 56 de 16 de abril de 2008. Estabelece condições e critérios e dá outras providências, para o licenciamento ambiental de Empreendimentos de Avicultura. **Diário Oficial do Estado**, 18 abr. 2008.

RUTTING, T.; ARONSSON, H.; DELIN, S. Efficient use of nitrogen in agriculture. **Nutrient Cycling in Agroecosystems**, v. 110, p. 1-5, Jan. 2018. DOI: [10.1007/s10705-017-9900-8](https://doi.org/10.1007/s10705-017-9900-8).

SALAZAR, F. S.; CHARLON, V.; PALHARES, J. C. P. **Glossário de termos associados ao manejo de resíduos da produção animal**. Concórdia, SC: Sbera, 2019. 174 p. Disponível em: <http://sbera.org.br/pt/glossario-2019/>. Acesso em: 12 jan. 2020.



## Capítulo 3

# **Medição do consumo de água em propriedades rurais: desafios e alternativas tecnológicas**

Daniel Jadyr Leite Costa

Rodrigo Eduardo Córdoba

Jorge Akutsu

Rodrigo Barreto

Lucas Barreto dos Santos

## **Introdução**

O levantamento da disponibilidade de água para as atividades produtivas e a busca por técnicas de uso racional da água é um assunto que está cada vez mais em pauta nas agendas das sociedades atuais, diante das circunstâncias climáticas e da crescente demanda mundial por esse recurso. Apesar de ser considerado um país com elevada abundância hídrica, por possuir aproximadamente 13% das reservas de água doce do planeta, o Brasil possui algumas regiões em que a escassez de água está presente, o que pode ser ocasionado por dois principais motivos: problemas climáticos ou consumo populacional elevado.

Os problemas climáticos que ocorrem na região do Semiárido nordestino são devidos a longos períodos de seca marcados por baixa

precipitação e elevada perda por evaporação nos solos e represamentos. Por sua vez, em regiões bastante urbanizadas, em que há o consumo populacional elevado, a água é utilizada de forma predominante para o abastecimento doméstico e industrial, como é o caso da Região Metropolitana do Município de São Paulo, SP (RMSP).

A pegada hídrica média do brasileiro é contabilizada em 2.027 m<sup>3</sup> por habitante por ano (Hoekstra et al., 2011). Para efeito de comparação, a disponibilidade hídrica per capita média no Brasil é de aproximadamente 27.365 m<sup>3</sup> por habitante por ano, que corresponde a um valor 13 vezes superior à demanda hídrica média do brasileiro, considerando o valor da pegada hídrica. Essa é uma situação aparentemente confortável, no entanto é simplesmente um valor médio e não retrata a realidade de muitas regiões do País, onde ocorrem valores muito acima ou muito abaixo do valor médio.

Como exemplo, considerando apenas o estado do Amazonas, uma região onde há elevada disponibilidade hídrica e consumo relativamente baixo, a disponibilidade per capita é calculada em torno de 349.978 m<sup>3</sup> por habitante por ano, valor 170 vezes superior à demanda hídrica média do brasileiro.

Por sua vez, Sergipe é o estado nordestino que possui a menor disponibilidade per capita, calculada em torno de 1.313 m<sup>3</sup> por habitante por ano, valor equivalente a 0,65 vez a demanda hídrica média do brasileiro. Em algumas regiões metropolitanas, devido ao elevado adensamento populacional, a situação pode ser ainda mais crítica e muitas vezes é necessária a transposição de águas entre bacias para atender toda a demanda, como é o caso da RMSP, na Bacia do Alto Tietê (AT), que possui disponibilidade hídrica per capita de aproximadamente 176 m<sup>3</sup> por habitante por ano, valor equivalente a 0,09 vez a demanda hídrica média do brasileiro<sup>1</sup>.

---

<sup>1</sup> Esses valores foram estimados a partir de informações disponíveis em Mierzwa e Hespanhol (2005), Agência Nacional de Águas (2015), Comitê da Bacia Hidrográfica do Alto Tietê (2015) e IBGE (2020); e considerando o conceito de Disponibilidade Específica de Água (DEA), que relaciona o volume de água disponível por habitante na bacia ao longo de um período de tempo.

Tais valores evidenciam a falta de uniformidade na disponibilidade de água no País, e isso leva a diferentes posturas sobre as medidas de preservação e conservação dos recursos hídricos a serem adotadas em cada região. Pelo fato de a água ser um elemento primordial para a vida terrestre e essencial para a manutenção das atividades produtivas, a sua falta pode acarretar desde prejuízos econômicos até a perda de vida animal, vegetal e de seres humanos.

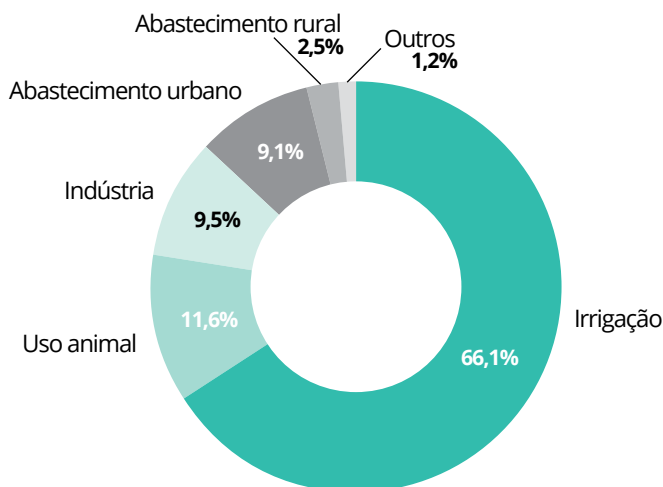
De acordo com matéria publicada no jornal O Estado de S. Paulo, em 2 de fevereiro de 2020, há atualmente 223 “zonas de tensão” permanentes de disputas por água no Brasil, e, há 10 anos, esse número era de apenas 30 (Camporez, 2020). As “zonas de tensão” são regiões onde existem conflitos de interesse pelo uso da água. Segundo a reportagem, devido à falta de disponibilidade para atendimento de todos os usos, foram abertos aproximadamente 63 mil boletins de ocorrência em delegacias do País, nos últimos 5 anos.

No Brasil, o consumo total de água, considerando as diversas demandas para as atividades antrópicas, é de  $1.101 \text{ m}^3 \text{ s}^{-1}$  (Agência Nacional de Águas, 2019a). O uso para a produção e dessedentação animal (uso animal, 11,6%) é maior do que o uso para abastecimento urbano (9,1%), e a soma desses dois não chega a 32% do total de consumo de água que é destinada para irrigação (66,1%), que, por sua vez, corresponde à maior parte do consumo médio do Brasil, conforme apresentado na Figura 1.

Esse é o balanço geral do País, e a realidade de cada local varia conforme as aptidões e características da região. Nas regiões metropolitanas, por exemplo, onde há um adensamento populacional elevado, o consumo de água para abastecimento urbano é, no geral, significativamente maior do que o consumo para irrigação, e isso faz com que as proporções de consumo por tipo de atividade sejam completamente diferentes do perfil apresentado na Figura 1.

A partir desses cenários, e considerando a importância do uso de água para a produção animal no Brasil, ações voltadas para a conservação dos





**Figura 1.** Total de água consumida no Brasil por tipo de uso.

Fonte: Agência Nacional de Águas (2019a).

recursos hídricos no âmbito da produção animal são necessárias para o planejamento do consumo de água do País e a garantia da oferta hídrica desejada. Assim, é necessário que seja realizado um levantamento detalhado do ciclo da água nas atividades produtivas, considerando todas as formas e quantidades das águas e efluentes em cada etapa da produção.

O levantamento de dados deve ocorrer continuamente, no intuito de encontrar meios para reduzir os desperdícios no ciclo da água dentro das atividades, além de favorecer o desenvolvimento de técnicas simplificadas e economicamente viáveis para o monitoramento do consumo hídrico individual, por animal, e atendimento das condições mínimas de saúde e bem-estar animal.

Na produção animal, a escassez de água para a dessedentação dos animais tem como consequências a redução do crescimento, do bem-estar e da saúde, bem como o aumento do estresse, resultando em consideráveis impactos negativos nos fatores zootécnicos e econômicos. Alguns sintomas que podem ser observados devido à desidratação são pele

retraída, membranas e olhos secos, perda de peso, redução do consumo do alimento, redução de água nas fezes e redução do volume da urina (Palhares, 2013).

Assim, torna-se necessário realizar o acompanhamento do consumo de água de cada animal para verificar se estão sendo atendidas as necessidades básicas e de saúde do rebanho. A água deve ser fornecida em qualidade adequada e quantidade suficiente para que sejam eliminados os riscos sanitários e mantidos os volumes mínimos para o atendimento da dessedentação.

Deve, portanto, haver um planejamento de medidas que garantam o abastecimento de água para todos os usos na propriedade, desde a limpeza dos pisos até a dessedentação animal, e com a qualidade adequada para cada tipo de uso.

A qualidade da água não será um assunto tratado neste capítulo, entretanto sugere-se que, no planejamento de medidas em programas de qualidade de águas, seja sempre adotada, como princípio para práticas de reúso de água, a diretriz do Conselho Econômico e Social da Organização das Nações Unidas (ONU) e da Resolução nº 54/2005, do Conselho Nacional de Recursos Hídricos (CNRH) (Brasil, 2005), a qual estabelece que [...] nenhuma água de boa qualidade deve ser utilizada em atividades que tolerem águas de qualidade inferior.

## **Por que medir o consumo de água?**

A medição do consumo de água é o primeiro passo necessário para a implementação de qualquer ação que seja voltada para o uso racional desse recurso em uma atividade. Após a instalação de uma medida economizadora, não será possível saber a respeito da melhoria na eficiência do uso do recurso hídrico se não houver o conhecimento do padrão de consumo que existia antes da instalação dessa medida. Fazendo uma analogia

com relação ao acompanhamento da massa corporal de um indivíduo (o quanto o indivíduo está pesando), nós só sabemos se ele “emagreceu” ou “engordou”, porque se tinha como referência o valor da última pesagem realizada.

### **Vantagens na implementação de um programa de medição e uso racional da água**

O conjunto de ações a serem realizadas com o objetivo de economizar água, tomando-se como ponto de partida a instalação de instrumentos de medição, como hidrômetros e outros instrumentos que serão apresentados neste texto, é conhecido como programa de medição e uso racional da água. O estabelecimento desse tipo de programa fornece vantagens ao produtor quanto à melhoria no desempenho produtivo animal, às melhorias ambientais e ao maior envolvimento da equipe de trabalho, além de subsidiar o cumprimento de medidas legais.

O desempenho produtivo aumenta de acordo com a adequada disponibilidade hídrica para a dessedentação animal, pois evitam-se os impactos negativos sobre fatores zootécnicos, como o crescimento, o bem-estar e a saúde animal, que conseqüentemente podem resultar em prejuízos econômicos.

As ações de medição do consumo hídrico terão como consequência a redução do consumo da água na atividade em curto prazo, e isso resulta em vantagens quanto à conservação dos recursos hídricos na propriedade e na bacia hidrográfica, além de aumentar a disponibilidade hídrica dos mananciais e contribuir para a manutenção do equilíbrio ecológico dos ecossistemas aquáticos. Além disso, ainda considerando o âmbito das melhorias ambientais, os dados levantados por meio das medições hídricas podem servir de informações básicas para o banco de dados da pegada hídrica da produção animal.

Considerando que a água é um recurso finito e de uso comum a todos, deve haver o entendimento a respeito da definição de “usos múltiplos da água” e da sua importância para os diversos atores da bacia. Havendo a implementação da cultura hídrica na atividade, por meio de incentivos às ações de redução do consumo, poderá haver maior sensibilização da equipe de trabalho e comprometimento com relação ao recurso. Em conjunto a isso, os proprietários devem ter a ciência de que os operadores e funcionários de baixo escalão são aqueles que estão em contato direto com a dinâmica da água na atividade e, por isso, são os principais atores na busca por novas medidas e equipamentos de redução do consumo hídrico. Assim, todos devem ser igualmente valorizados na equipe; e deve haver um ambiente favorável para que o funcionário se sinta à vontade para se manifestar e apontar possíveis caminhos de melhoria do uso da água, que muitas vezes não são vislumbrados pela chefia imediata.

Quanto ao cumprimento de medidas legais, a medição direta ou indireta do consumo de água na atividade produtiva é necessária para que seja feito o pedido de outorga pelo direito de uso dos recursos hídricos, mesmo se o uso for considerado insignificante. Por consequência, as medições fornecem subsídios para a outorga e para o licenciamento ambiental da atividade.

Os usuários de recursos hídricos que possuem a finalidade de captação de água para a criação e dessedentação animal precisam solicitar ao órgão outorgante autorização para essa finalidade. No caso de usos considerados insignificantes, o órgão outorgante também exige o envio dos dados de consumo realizado, entretanto a frequência do envio é determinada especificamente de caso a caso, conforme análise do órgão. Além disso, para os usos insignificantes, a obrigatoriedade de instalação de equipamentos hidrométricos nos locais de captação poderá ser dispensada a depender das características da bacia, das instalações existentes e do porte da atividade.

## **Outorga pelo uso da água: critérios gerais, usos insignificantes, vazão máxima outorgável, fiscalização e exigências técnicas da medição hídrica**

A outorga é o ato administrativo mediante o qual o poder público outorgante (União, estado ou Distrito Federal) faculta ao outorgado (requerente) o direito de uso de recursos hídricos, por prazo determinado, nos termos e nas condições expressas no respectivo ato. O ato administrativo é publicado no Diário Oficial da União (no caso da Agência Nacional de Águas – ANA), ou nos diários oficiais dos estados ou do Distrito Federal (Agência Nacional de Águas, 2011).

De acordo com o art. 11 da Lei nº 9.433/1997 (Brasil, 1997), que institui a Política Nacional de Recursos Hídricos, a outorga tem como objetivos assegurar o controle qualitativo e quantitativo dos usos da água e o efetivo exercício dos direitos de acesso à água.

Dessa maneira, a outorga não se limita ao ato da autoridade competente de emitir um documento que permita ao requerente fazer o uso legal dos recursos hídricos. É também de responsabilidade do poder público assegurar o uso racional e eficiente das águas, para os diversos usos a que se destinam, compatibilizando as demandas às disponibilidades hídricas nas respectivas bacias hidrográficas (Agência Nacional de Águas, 2013).

Com respeito ao local de solicitação da outorga, para as captações em corpos hídricos superficiais de domínio da União, que são os rios, lagos e represas que dividem ou passam por dois ou mais estados ou, ainda, aqueles que passam pela fronteira entre o Brasil e outro país, a ANA é a responsável pela emissão de outorgas. Quando a captação se dá em corpos hídricos que não são de domínio da União, a solicitação de outorga deve ser realizada no órgão outorgante do respectivo estado. Para captações subterrâneas, a solicitação deve sempre ocorrer no órgão outorgante do respectivo estado, visto que, na Constituição Federal,

as águas subterrâneas são consideradas de domínio dos estados. Na Tabela 1, estão apresentados os órgãos responsáveis pela emissão de outorga nos estados, Distrito Federal e União.

**Tabela 1.** Órgãos outorgantes nos estados, Distrito Federal (DF) e União.

Estados, DF e União	Órgão responsável pela emissão da outorga
Acre	Instituto de Meio Ambiente do Acre (Imac)
Alagoas	Secretaria de Estado do Meio Ambiente e dos Recursos Hídricos (Semarh)
Amapá	Instituto de Meio Ambiente e Ordenamento Territorial do Amapá (Imap)
Amazonas	Instituto de Proteção Ambiental do Amazonas (Ipaam)
Bahia	Instituto do Meio Ambiente e Recursos Hídricos (Inema)
Ceará	Secretaria dos Recursos Hídricos (SRH)
Distrito Federal	Agência Reguladora de Águas, Energia e Saneamento Básico do Distrito Federal (Adasa)
Espírito Santo	Agência Estadual de Recursos Hídricos (Agerh)
Goiás	Secretaria do Meio Ambiente, Recursos Hídricos, Infraestrutura, Cidades e Assuntos Metropolitanos do Estado de Goiás (Secima)
Maranhão	Secretaria de Estado do Meio Ambiente e Recursos Naturais (Sema)
Mato Grosso	Secretaria de Estado do Meio Ambiente (Sema)
Mato Grosso do Sul	Instituto de Meio Ambiente de Mato Grosso do Sul (Imasul)
Minas Gerais	Instituto Mineiro de Gestão das Águas (Igam)
Pará	Secretaria de Estado de Meio Ambiente e Sustentabilidade (Semas)
Paraíba	Agência Executiva de Gestão das Águas do Estado da Paraíba (Aesa)
Paraná	Instituto das Águas do Paraná (Águas Paraná)
Pernambuco	Agência Pernambucana de Águas e Clima (Apac)
Piauí	Secretaria Estadual do Meio Ambiente e Recursos Hídricos (Semar)

Tabela 1. Continuação.

Estados, DF e União	Órgão responsável pela emissão da outorga
Rio de Janeiro	Instituto Estadual de Meio Ambiente (Inea)
Rio Grande do Sul	Fundação Estadual de Proteção Ambiental (Fepam) da Secretaria do Ambiente e Desenvolvimento Sustentável
Rio Grande do Norte	Instituto de Gestão das Águas do Rio Grande do Norte (IgarN)
Rondônia	Secretaria de Estado do Desenvolvimento Ambiental (Sedam)
Roraima	Fundação Estadual do Meio Ambiente e Recursos Hídricos (Femarh)
Santa Catarina	Secretaria de Estado do Desenvolvimento Econômico Sustentável (SDS)
São Paulo	Departamento de Águas e Energia Elétrica (DAEE)
Sergipe	Secretaria de Estado do Meio Ambiente e dos Recursos Hídricos (Semarh)
Tocantins	Instituto Natureza do Tocantins (Naturatins)
Águas de domínio da União	Agência Nacional das Águas (ANA)

Fonte: Agência Nacional de Águas (2019b).

O procedimento para emissão e manutenção da outorga se resume nas seguintes etapas mostradas na Figura 2:

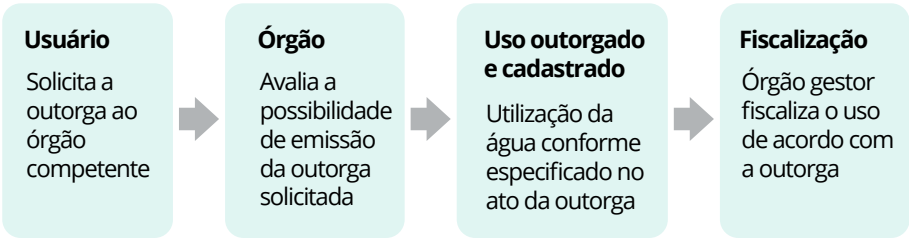


Figura 2. Etapas para emissão e manutenção da outorga.

Fonte: Agência Nacional de Águas (2019b).

## **Critérios gerais avaliados no pedido de outorga**

Ao solicitar no órgão outorgante o direito pelo uso da água, de forma geral, os gestores consideram como critérios técnicos para o deferimento ou indeferimento da outorga uma análise do balanço hídrico na atividade e do balanço hídrico na bacia hidrográfica onde a atividade se encontra (Agência Nacional de Águas, 2019b).

**Balanço hídrico na atividade:** análise a respeito do uso da água na atividade, que considera os princípios de uso racional da água. São necessárias informações sobre o consumo da água, considerando as entradas e saídas hídricas. Com isso, verifica-se a compatibilidade da quantidade de água solicitada com o tipo e porte de atividade a ser praticada. Neste momento, a análise é focada somente na propriedade ou atividade, sem considerar os aspectos de disponibilidade hídrica na bacia hidrográfica.

**Balanço hídrico na bacia hidrográfica:** análise que considera os aspectos de disponibilidade hídrica na bacia, para verificar se o manancial para o qual se pleiteia a outorga tem capacidade para atender a nova demanda, dada a sua hidrologia, e se já existem outros usuários já outorgados na mesma bacia, cuja demanda deve ser preservada.

O uso de tais critérios considerados para a contabilidade dos balanços hídricos na atividade e na propriedade de forma integrada vai ao encontro dos objetivos da Política Nacional de Recursos Hídricos (Lei nº 9.433/1997) (Brasil, 1997), em específico o de promover o uso racional e integrado dos recursos hídricos.

É importante que os usuários tenham a ciência de que pode haver o indeferimento do pedido de outorga por motivações como indisponibilidade hídrica, não adequação das vazões solicitadas aos limites adotados pela ANA ou órgão outorgante em função do porte e das características do empreendimento e não adequação às normas relacionadas com a outorga.

Além disso, se a outorga for deferida, a qualquer momento ela pode ser suspensa caso o requerente (usuário) não cumpra os termos



previstos no processo de deliberação da outorga (ex.: fraude nas medições dos volumes de água utilizados ou declaração de valores diferentes dos medidos).

### **Usos julgados insignificantes**

Os usuários que utilizam uma quantidade de água considerada insignificante possuem isenção da obrigatoriedade de outorga, porém não são isentos da obrigação de realizar seu cadastro e o envio de informações ao órgão outorgante. A conduta exigida do usuário varia de acordo com o órgão e as características da atividade.

No caso de captações em corpos hídricos de domínio da União, os usos insignificantes devem ser registrados no Cadastro Nacional de Usuários de Recursos Hídricos (Cenarh) da ANA, e cada caso será analisado para que se verifique a necessidade do envio de informações específicas.

Nos corpos hídricos de domínio da União, são consideradas insignificantes captações iguais ou inferiores a  $86,4 \text{ m}^3 \text{ dia}^{-1}$ , salvo os casos especificados no Anexo 1 da Resolução nº 1.940/2017, da ANA (Agência Nacional de Águas, 2017). Nesse anexo, estão citados rios e bacias hidrográficas de grande porte, onde há uma relatividade do que é considerado insignificante. Por exemplo, para captações realizadas na Bacia Amazônica, incluindo os rios Solimões, Amazonas, Negro, Xingu, Tapajós e Madeira, são consideradas insignificantes as captações de até  $19.000 \text{ m}^3 \text{ dia}^{-1}$ .

No caso do estado de São Paulo, são consideradas insignificantes, conforme Portaria do Departamento de Águas e Energia Elétrica (DAEE) nº 1.631/2017 (São Paulo, 2017a), captações em águas subterrâneas de até  $15 \text{ m}^3 \text{ dia}^{-1}$ , captações em águas superficiais de até  $25 \text{ m}^3 \text{ dia}^{-1}$  e captações em acumulações de água em tanque escavado em várzea com bombeamento de até  $15 \text{ m}^3 \text{ dia}^{-1}$ .

Nos planos de recursos hídricos do estado de São Paulo, poderão ser estabelecidos critérios específicos sobre o que pode ser considerado uso insignificante, e tais critérios devem ser aprovados pelos Comitês de

Bacias Hidrográficas. No entanto, na inexistência desses, poderão ser aplicados os valores mencionados na referida Portaria DAEE nº 1.631/2017 (São Paulo, 2017a).

No estado de São Paulo, o usuário que pratica uso considerado insignificante tem a obrigação de encaminhar à Diretoria de Bacia do DAEE a leitura do volume de água captado, seguindo a frequência, o prazo e o modo determinado. Obrigações como a instalação de hidrômetros nos sistemas de captação e abastecimento de água, por exemplo, poderão não ser exigidas caso sejam favoráveis as condições da bacia e as instalações do empreendimento.

Ademais, o usuário que tiver dispensa de outorga de direito de uso de recursos hídricos tem a obrigação de manter vazões mínimas nos corpos d'água superficiais para jusante de quaisquer usos ou interferências, de modo a não prejudicar o uso de terceiros e o curso d'água.

### **Vazão máxima outorgável**

A vazão máxima outorgável, que é a máxima vazão disponível a ser outorgada na bacia e para o usuário, é estabelecida conforme os critérios de cada órgão gestor e a realidade de cada região, considerando o balanço hídrico na bacia hidrográfica. Na Tabela 2, estão apresentados alguns exemplos da vazão máxima outorgável para captação em águas superficiais. Esses valores podem ser ajustados de acordo com as condições de disponibilidade e demanda na bacia.

### **Vazões de referência: $Q_{90}$ , $Q_{95}$ , $Q_{7,10}$**

As vazões de referência utilizadas como base de cálculo para o fornecimento da outorga são definidas por meio de curvas de permanência hidrológicas, que, por sua vez, expressam a relação entre a vazão e a frequência no tempo em que ela é superada ou igualada com relação ao período histórico analisado.

**Tabela 2.** Vazão máxima outorgável por bacia ou usuário para captações superficiais.

Órgão gestor	Vazão máxima outorgável
Agência Nacional de Águas (ANA)	Até 70% da $Q_{95}$ na bacia Até 20% da $Q_{95}$ para cada usuário
Departamento de Águas e Energia Elétrica (DAEE) – SP	Até 50% da $Q_{7,10}$ por bacia Até 20% da $Q_{7,10}$ para cada usuário
Instituto do Meio Ambiente e Recursos Hídricos (Inema) – BA	Até 80% da $Q_{90}$ na bacia Até 20% da $Q_{90}$ para cada usuário
Instituto das Águas do Paraná (Águas Paraná) – PR	Até 50% da $Q_{95}$ por bacia
Secretaria de Estado do Meio Ambiente e dos Recursos Hídricos (Semarh) – SE	Até 100% da $Q_{90}$ na bacia Até 30% da $Q_{90}$ para cada usuário
Instituto de Gestão das Águas do Rio Grande do Norte (Igarh) – RN	Até 90% da $Q_{90}$ por bacia

Fonte: Agência Nacional de Águas (2011).

A permanência pode ser interpretada como uma “garantia” de ocorrência de vazão num horizonte de planejamento (Voguel; Fennessey, 1995). Em termos mais práticos, tendo-se uma série histórica de dados de medição de vazão, é possível, por meio de análise estatística dos dados, estimar probabilisticamente a porcentagem do tempo, ao longo do ano de interesse, em que o rio apresentará vazões acima de determinada faixa de valor ou, então, a porcentagem do tempo em que o rio terá vazão suficiente para atender determinada demanda (Collischonn; Dornelles, 2015).

Assim,  $Q_{90}$  é a vazão determinada a partir das observações em um posto fluviométrico, em certo período de tempo, em que, em 90% daquele período, as vazões foram iguais ou superiores a ela. Em outras palavras, pode-se aceitar que existe um nível de 90% de garantia de que, naquela seção do curso d’água, as vazões sejam maiores do que a  $Q_{90}$ . Diz-se que a  $Q_{90}$  é a vazão com 90% de permanência no tempo, podendo

ser extrapolado para outras seções do curso d'água, com base na área da bacia hidrográfica contribuinte e nas quantidades de chuvas da região (Agência Nacional de Águas, 2011).

A  $Q_{95}$  tem o mesmo significado da  $Q_{90}$ , entretanto a garantia corresponde a 95% do tempo de observação. A  $Q_{7,10}$  é a menor vazão média consecutiva de 7 dias que ocorreria com um período de retorno de uma vez em cada 10 anos.

## **Fiscalização**

A ação de fiscalização realizada pela ANA pode ocorrer de maneira pontual ou sistemática (Agência Nacional de Águas, 2011).

A fiscalização pontual é uma atividade tipicamente reativa e de caráter corretivo. Trata-se da fiscalização motivada por denúncias que podem ser informadas por meio de ofícios, e-mails ou mesmo por demandas de outras entidades. Nesse caso, a vistoria realizada é pontual e direcionada ao usuário denunciado para a verificação da denúncia. Se pertinente, aplicam-se as sanções cabíveis, visando à regularização do uso.

Por sua vez, a fiscalização sistemática é uma atividade considerada proativa e planejada, pois visa à regularização de usos de uma bacia ou de um setor usuário. Nesse sentido, é definida a bacia hidrográfica que será alvo da ação de fiscalização, a fim de decidir sobre a estratégia a ser utilizada. Essa estratégia pode ter caráter preventivo e educativo, no intuito de atingir o maior número de usuários ainda não regularizados, prevenindo possíveis conflitos futuros pelo uso da água, ou repressivo, com o objetivo de buscar a regularização de usuários irregulares, coibindo as práticas de mau uso dos recursos hídricos.

Em 2018, foram realizadas 30 campanhas de fiscalização de uso de recursos hídricos pela ANA no País, resultando em 539 usuários vistoriados e na aplicação de 218 autos de infração (incluindo advertências, multas e embargos). As infrações divulgadas no Relatório de Conjuntura dos Recursos Hídricos de 2019 (Agência Nacional de Águas, 2019a) ocorreram

por diversos motivos, e a maior parte está relacionada a infrações no processo de outorga e a irregularidades da medição hídrica no local. São elas:

- 24% dos usuários não possuíam outorga.
- 12% não possuíam sistema de medição hídrica.
- 7% estavam em desacordo com a outorga.
- 1% fraudou as medições dos volumes de água.
- 1% dificultou a ação fiscalizadora.

Com relação às punições previstas, no caso de haver derivação ou utilização dos recursos hídricos de domínio da União, para qualquer finalidade sem a respectiva outorga de direito de uso, pode haver gradualmente, se não houver regularização, as seguintes sanções: 1º) advertência; 2º) multa simples no valor de R\$ 600,00; 3º) multa diária no valor de R\$ 1.001,00; e 4º) multa gravíssima no valor de R\$ 10.000,00. Persistindo a irregularidade, procede-se ao embargo provisório ou definitivo da atividade (Agência Nacional de Águas, 2009).

No estado de São Paulo, as punições previstas em casos de derivação ou utilização dos recursos hídricos, para qualquer finalidade sem a respectiva outorga de direito de uso, são as seguintes: 1º) advertência; 2º) multa simples ou diária proporcional à gravidade da infração, de 100 a 1.000 vezes o valor da Unidade Fiscal do Estado de São Paulo (Ufesp)<sup>2</sup>; 3º) intervenção administrativa, por prazo determinado, para execução de serviços e obras necessários ao efetivo cumprimento das condições de outorga ou para cumprimento das normas referentes ao uso, ao controle, à conservação e à proteção dos recursos hídricos. Persistindo a irregularidade, procede-se ao embargo definitivo da atividade (São Paulo, 1998).

Considerando o valor atualizado da Ufesp, para o ano de 2021, a multa simples ou diária, caso não sejam realizadas as correções de

---

<sup>2</sup> Ufesp 2021 = R\$ 29,09

irregularidades no prazo estabelecido da advertência por escrito, pode variar de R\$ 2.909,00 a R\$ 29.090,00, dependendo da gravidade da infração.

### **Exigências técnicas da medição hídrica**

As exigências previstas em legislação a respeito das técnicas que devem ser aplicadas nos sistemas de medição hídricas são inúmeras, específicas e variam conforme o porte do sistema de bombeamento ou a vazão de utilização do recurso hídrico. Por esse motivo, neste texto foi dada ênfase em algumas das exigências legais de interesse para o assunto abordado e que são praticadas dentro do estado de São Paulo.

As normativas do estado de São Paulo foram escolhidas como principal foco, principalmente pela vivência dos autores nessa localidade e pelo fato de as normativas desse estado serem avançadas do ponto de vista técnico, além de possuírem um nível de detalhamento suficiente para a efetiva implementação dos sistemas de medição hídrica na propriedade ou atividade.

De acordo com o art. 22 da Portaria DAEE nº 1.630/2017 (São Paulo, 2017b), é obrigação do outorgado instalar, manter e operar estações e equipamentos hidrométricos, conforme especificado por esse órgão, devendo ser encaminhados os dados observados e medidos na forma preconizada em normas específicas.

Para os usuários que conseguem obter o direito legal de uso da água (outorga), a não instalação de equipamento medidor da quantidade de água utilizada é classificada como infração grave e está sujeita à penalidade de multa simples, no valor de 300 Ufesp, que equivale atualmente a R\$ 8.727,00, conforme disposto no art. 29, da Portaria DAEE nº 5.579/2018 (São Paulo, 2018a).

Em caso de fiscalização, poderá ser exigida do outorgado a apresentação da nota fiscal de compra dos equipamentos hidrométricos, bem como suas especificações (fornecidas pelo fabricante), o memorial descritivo das instalações com assinatura de responsável técnico devidamente

habilitado, além da certificação do equipamento emitida pelo Instituto Nacional de Metrologia, Qualidade e Tecnologia (Inmetro) ou International Standard Organization (ISO).

### **Tipos de equipamentos aceitos pelo órgão outorgante**

Conforme art. 4º, da Portaria DAEE nº 5.578/2018 (São Paulo, 2018b), os equipamentos hidrométricos deverão obedecer às características apresentadas na Tabela 3.

Expressões gerais que podem ser consideradas para o cálculo da vazão (Q), ao se tratar de escoamentos em condutos livres (Parshall, 1950; Azevedo Netto, 2015) e Instrução Técnica-DPO nº 14/2018 do DAEE – (São Paulo, 2018c):

- Vertedor retangular delgado sem contrações:  $Q = C_1 \cdot B \cdot H^{1,5}$
- Vertedor retangular delgado com duas contrações:  
 $Q = C_2 \cdot (B - 0,2 \cdot H) \cdot H^{1,5}$
- Vertedor triangular a 90º:  $Q = C_3 \cdot H^{2,5}$
- Calha Parshall:  $Q = C_4 \cdot W \cdot H^{1,5}$

**Tabela 3.** Tipos de equipamentos hidrométricos que devem ser utilizados conforme o tipo de escoamento e a vazão de trabalho.

<b>Tipo de escoamento</b>	<b>Vazão (m³ h⁻¹)</b>	<b>Tipo de equipamento hidrométrico (Portaria DAEE nº 5.578/2018b)<sup>(1)</sup></b>
Condutos forçados (sob pressão)	Se menor que 30	Hidrômetro velocimétrico ou eletromagnético
	Se maior ou igual a 30	Hidrômetro eletromagnético
Condutos livres (canais)	Qualquer valor	Vertedor (com medição de nível por ultrassom ou outra forma desde que aceita pelo órgão)
		Calha Parshall (com medição de nível por ultrassom ou outra forma desde que aceita pelo órgão)

<sup>(1)</sup>Departamento de Águas e Energia Elétrica (DAEE) de São Paulo.

em que:

$Q$  = vazão ( $\text{m}^3 \text{s}^{-1}$ ).

$B$  = largura da soleira do vertedor retangular (m).

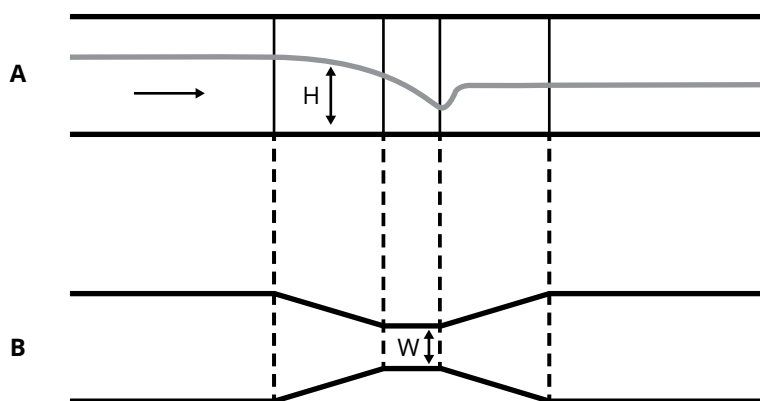
$H$  = carga hidráulica sobre a soleira (ou vértice) do vertedor (m).

$W$  = largura da garganta da calha Parshall (pol).

As ordens de grandeza teóricas para os coeficientes de vazão ( $C$ ) são as seguintes:  $C_1 = 1,838$ ;  $C_2 = 1,838$ ;  $C_3 = 1,4$ ;  $C_4 = 2,2$ .

Para uso de calha Parshall, pode ser consultada literatura técnica que forneça a relação entre a vazão ( $Q$ ) e as dimensões e o porte da calha Parshall de forma mais detalhada, permitindo uma estimativa do fluxo hídrico com mais precisão. Assim, recomenda-se a consulta do capítulo A-15 (Hidrometria) de Azevedo Netto (2015) e do capítulo 8 (Medição de vazão de esgoto) de Tsutiya e Sobrinho (2000). Este último foi escrito pelo engenheiro Luiz Carlos Helou, que cita como referência a norma E2.150 da Companhia Ambiental do Estado de São Paulo (Cetesb) (1977).

Na Figura 3, há um desenho esquemático da calha Parshall e, na Tabela 4, estão apresentadas as equações de vazão em função da largura da garganta ( $W$ ) ou da largura nominal ( $L_n$ ).



**Figura 3.** Calha Parshall: vista lateral (A); vista em planta (B).

Fonte: Azevedo Netto (2015).



**Definições da Instrução Técnica da Diretoria de Procedimentos de Outorga e Fiscalização (IT-DPO) nº 14/2018c do DAEE**

**Hidrômetro:** instrumento destinado a indicar e totalizar continuamente o volume de água que o atravessa.

**Hidrômetro velocimétrico:** hidrômetro cujo mecanismo medidor é acionado pela ação da velocidade da água sobre um componente móvel (turbina ou hélice), também conhecido como hidrômetro taquimétrico.

**Hidrômetro eletromagnético:** medidor de vazão baseado na Lei de Faraday, em que um par de bobinas atravessadas por uma corrente elétrica gera um campo magnético constante, que, quando submetido à vazão de um líquido que conduz eletricidade, tem o sinal de tensão alterado proporcionalmente à velocidade de escoamento e captado por um par de eletrodos. Assim, cria um campo magnético perpendicular ao fluxo, permitindo que a vazão seja deduzida da força eletromotriz (fem) induzida produzida pelo movimento de um líquido condutivo no campo magnético.

**Vertedor:** estrutura hidráulica perpendicular às linhas de fluxo do escoamento, que, atravessada pelo escoamento, provoca escoamento crítico e uma única relação entre a vazão que atravessa a estrutura e a carga hidráulica sobre o vertedor. Para fins de medição de vazão nas condições desta especificação, podem ser retangulares delgados sem contração, retangulares delgados com contração ou triangulares com ângulo de abertura 90°.

**Calha Parshall:** canal aberto com geometria específica, que provoca escoamento crítico em ponto de controle na seção convergente de entrada, cuja lâmina líquida possui relação direta e única com a vazão que atravessa o canal.

A relação entre a largura nominal ( $L_n$ ) e a largura da calha Parshall pode ser expressa como:  $L_n = W \cdot 0,98$ . Nessa equação,  $L_n$  e  $W$  devem ser expressos ambos na mesma unidade de medida, como, por exemplo, em centímetros (cm) ou metros (m).

**Tabela 4.** Equações da calha Parshall de acordo com a largura nominal ( $L_n$ ) da garganta ( $L_n = W.0,98$ ).

$L_n$ (cm)	Equação da vazão <sup>(1)</sup> $Q$ ( $m^3 s^{-1}$ ), $W$ (m) e $H$ (m)
7	$Q = 0,176.H^{1,547}$
15	$Q = 0,381.H^{1,58}$
22	$Q = 0,535.H^{1,53}$
30 a 240	$Q = 2,397.W^{1,026}.H^{1,568}$

<sup>(1)</sup> $Q$  = vazão ( $m^3 s^{-1}$ );  $W$  = largura da garganta da calha Parshall (m);  $H$  = altura do nível d'água medido a montante da garganta do medidor (m).

Fonte: Cetesb (1977) e Tsutiya e Sobrinho (2000).

Possibilidade do uso de outros tipos de equipamentos

Além desses equipamentos hidrométricos apresentados na IT-DPO nº 14/2018 do DAEE (São Paulo, 2018c) e na Portaria nº 5.578/2018 (São Paulo, 2018b), poderão ser aceitos, conforme § 2º do art. 4º dessa portaria, outros tipos equipamentos de medição hídrica, desde que aprovados pelo diretor de Bacia do DAEE. O usuário deve fazer a solicitação e informar as especificações técnicas do novo equipamento, comprovando a não ocorrência de prejuízos significativos aos valores medidos.

Local de instalação dos equipamentos

Considerando o sentido de escoamento da água dentro do sistema de abastecimento da propriedade do usuário, o local de instalação dos equipamentos hidrométricos deve ser a jusante do ponto de captação e a montante de qualquer derivação ou ramais de abastecimento. É possível ainda que a instalação seja feita em outro local, desde que haja anuência do diretor de Bacia do DAEE.

A instalação dos equipamentos hidrométricos deverá ocorrer conforme especificações da Portaria DAEE nº 5.578/2018 e das instruções

técnicas normativas da IT-DPO, além de seguir as determinações dos fabricantes e, quando couber, as recomendações de normas da Associação Brasileira de Normas Técnicas (ABNT).

### **Declaração das medições**

Os volumes de água utilizados deverão ser declarados conforme as regras estabelecidas na Portaria nº 5.579/2018 e na IT-DPO nº 15/2018 do DAEE (São Paulo, 2018d).

A obrigatoriedade da declaração pelo usuário se justifica pelo fato de o órgão outorgante ser o responsável pela gestão quantitativa de recursos hídricos no estado. Além disso, por meio dos dados declarados é possível identificar se o usuário está ou não atendendo os limites do seu volume outorgado diário. Em estiagens severas, quando entram em vigor as regras de restrição de uso e são priorizados os usos essenciais e de interesse declarados nos planos de bacia, é possível verificar se os usuários estão cumprindo as determinações restritivas quanto aos volumes captados.

Com relação à rotina de leitura e à declaração dos dados, prática regulamentada na IT-DPO nº 15/2018d, tem-se que a frequência de envio dessas informações para o órgão outorgante deve ser em função do volume mensal (VM) outorgado e do tipo de captação, superficial ou subterrânea, conforme apresentado na Tabela 5.

Os dados medidos devem ser registrados e armazenados por um período mínimo de 2 anos, e o usuário é responsável por mantê-los sob sua guarda, devendo, quando solicitado, disponibilizá-los à fiscalização.

Na Tabela 5, em que constam as frequências com que se devem enviar as declarações de consumo ao órgão outorgante, verifica-se que, quanto maior é o valor de outorga solicitado, maior é a frequência de envio dos dados (menor o período entre um envio e outro). No caso de não cumprir com a frequência estipulada, poderá haver advertência ou multa. Por exemplo, no caso de frequência diária, a não declaração dos dados

**Tabela 5.** Definição da frequência de leitura em função do volume mensal (VM) outorgado.

Tipo de captação	VM outorgado (m³ por mês)	Frequência de leitura e declaração ao DAEE <sup>(1)</sup>
Superficial	$VM \leq 5.040$	Mensal
	$5.040 < VM \leq 25.920$	Semanal
	$VM > 25.920$	Diária
Subterrânea	$VM \leq 2.100$	Mensal
	$2.100 < VM \leq 6.264$	Semanal
	$VM > 6.264$	Diária

<sup>(1)</sup>Departamento de Águas e Energia Elétrica (DAEE) de São Paulo.

por mais de 3 dias por mês, sem justificativas ou com justificativas não aceitas pela Diretoria de Bacia, pode gerar a ocorrência de penalidades.

No caso de frequências de leituras diárias, ou mesmo semanais, devido ao grande volume de dados gerados e ao esforço operacional que o proprietário precisa despender para a execução das leituras, torna-se interessante realizar um estudo sobre a viabilidade de implementação de um sistema de aferição e registro automático. A implementação desse tipo de sistema tem como vantagem a diminuição de horas de trabalho dedicadas à operacionalização da comunicação ou à transferência de dados entre os equipamentos hidrométricos e o órgão outorgante.

No caso de frequências mensais, ou períodos ainda maiores (como pode ser o caso de usuários que fazem usos insignificantes), pode ser mais adequada a leitura presencial, no local onde foi instalado o equipamento hidrométrico, e o registro manual.

A opção por uma ou outra forma de registro e envio dos dados depende da disponibilidade financeira do usuário para essa tarefa, bem como do conhecimento e acesso às alternativas tecnológicas que estão disponíveis no mercado.

### **Calibração dos equipamentos**

A calibração dos equipamentos hidrométricos deve ser efetuada de acordo com as especificações do fabricante e do Inmetro e realizada, no mínimo, a cada renovação da outorga, ou com a frequência definida pelo DAEE. Além disso, a calibração deve ser realizada por uma entidade credenciada pelo Inmetro. A relação dessas entidades, assim como endereço, telefone, nome do laboratório, razão social, escopo de acreditação e outras informações podem ser encontradas no site do Inmetro.

### **Programa de medição e uso racional da água na propriedade rural**

Existem inúmeros textos bem elaborados que tratam do assunto sobre programas de uso racional da água em diversos setores, os quais estão disponíveis no mercado ou gratuitamente na internet. O técnico ou leitor deve escolher aquele que lhe for mais agradável, motivador, e fornecer as respostas necessárias para cada caso específico.

Para a elaboração deste texto, foram consultadas como referências textos que estão disponíveis gratuitamente na internet<sup>3</sup>, tais como: Federação das Indústrias do Estado de São Paulo; Agência Nacional de Águas (2004), Federação das Indústrias do Estado de São Paulo; Agência Nacional de Águas (2005) e o Programa Nacional de Combate ao Desperdício de Água (PNCDA). No PNCDA, foram consultados principalmente os seguintes textos: Documento Técnico de Apoio nº B3 (Programa Nacional de Combate ao Desperdício de Água, 1999) e Documento Técnico de Apoio nº D3 (Programa Nacional de Combate do Desperdício de Água, 2003).

---

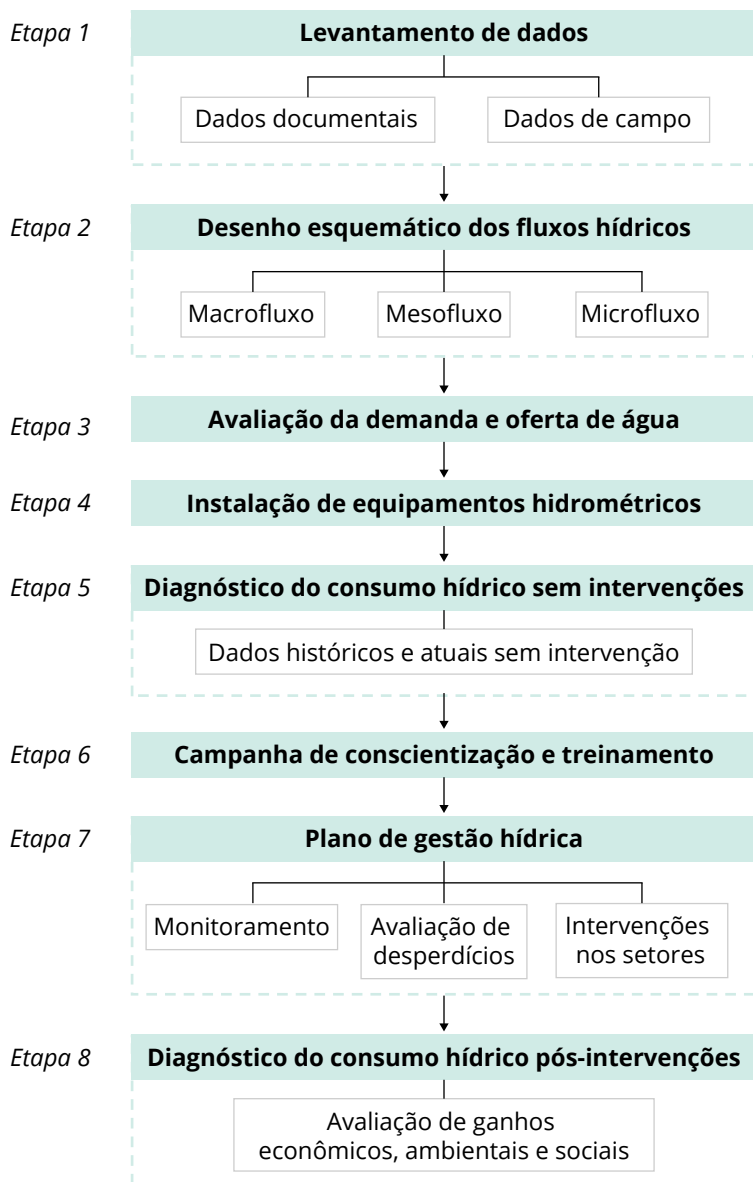
<sup>3</sup> Disponível em: <http://www.pmss.gov.br/index.php/biblioteca-virtual>.

Além desses, para informações complementares, como estudos de caso sobre economia de água em sistemas de abastecimento prediais, pode ser consultado o Programa de Pesquisas em Saneamento Básico (Prosab) (Programa de Pesquisas em Saneamento Básico, 2009). A respeito dos fundamentos técnicos em sistemas hidráulicos, podem ser consultadas as obras de Tsutiya (2014), Azevedo Netto (2015) e Veról et al. (2019).

A implementação de programas de medição e uso racional da água nas propriedades rurais é um tema específico, e as obras citadas anteriormente não se referem exatamente a práticas de uso racional aplicadas em propriedades ou atividades rurais, mas sim em outros setores, como no setor doméstico e industrial. Entretanto, a partir dessas experiências bem-sucedidas, e considerando que os sistemas de abastecimento de água e as formas de aferição hídrica são similares nas diversas áreas, de forma apropriada foi elaborado neste texto o Programa de Medição e Uso Racional da Água na Propriedade, com algumas especificidades direcionadas à bovinocultura de leite. Salienta-se, entretanto, que a estrutura geral do programa, que está apresentada na Figura 4, pode ser aplicada em diversos setores produtivos, seja no meio rural, seja no meio urbano ou industrial.

A implementação de um programa de medição e uso racional da água na propriedade tem como objetivo reduzir o consumo e a demanda de água, sem, contudo, reduzir o nível de desempenho do sistema hidráulico, mantendo as pressões mínimas suficientes para o funcionamento adequado do sistema, e, principalmente, sem prejudicar o andamento e o desempenho da atividade exercida, bem como os aspectos de qualidade do produto final.

Na Figura 4, apresenta-se uma estrutura geral que contempla as etapas do Programa de Medição e Uso Racional da Água na Propriedade. Em seguida, são descritas as características de cada etapa.



**Figura 4.** Estrutura geral do Programa de Medição e Uso Racional da Água na Propriedade.

## **Etapas 1 – Consulta de dados documentais e levantamento de dados de campo**

### **a) Consulta de dados documentais**

Deve-se inicialmente consultar os documentos existentes e relevantes sobre os usos da água na atividade, os quais já tenham sido registrados em algum momento. A eficiência dessa etapa economizará esforços na próxima etapa (dados de campo).

Nesta etapa, inclui-se o levantamento dos seguintes documentos:

- Histórico de leitura dos hidrômetros, se existirem.
- Leitura de contas de água, se houver.
- Planilha de custos operacionais de manutenção de bombas hidráulicas.
- Manuais de operação e rotinas operacionais.
- Fluxograma de balanços hídricos.
- Projeto de sistemas prediais hidráulicos.
- Projeto arquitetônico de cada setor, acompanhado de layouts (localizações e disposições) de equipamentos ou instalações que fazem uso de água.
- Certificados de outorgas das fontes hídricas que abastecem o empreendimento.
- Legislação a ser atendida.

Na ausência de algum desses documentos ou dados, deve-se buscar o seu levantamento na próxima etapa.

### **b) Levantamento de dados em campo**

Nesta etapa, deverão ser realizadas visitas em campo, por meio de vistorias, para conhecimento da realidade local e verificação dos usos da água, com atualização de informações e obtenção de novos dados.



Realização de vistoria: consiste na checagem em campo dos dados levantados na primeira etapa. Deverá ser percorrida toda a propriedade para verificar se todos os usos de água estão cadastrados nos documentos a serem considerados.

Atualização e obtenção dos dados: caso haja usos ainda não cadastrados nos documentos, esses devem ser identificados e cadastrados. Os fluxos de água devem ser atualizados, assim como as finalidades de cada uso.

## **Etapla 2 – Elaboração de desenho esquemático dos fluxos hídricos**

Esta etapa consiste na elaboração de uma planta ou diagrama de blocos com os fluxos de água. Após a vistoria de campo e atualização dos pontos de consumo, deverá ser elaborado um desenho esquemático, que pode ser na forma de planta baixa ou na forma de diagrama de blocos, com a localização de todas as entradas e saídas de água na atividade. No campo, com a posse de uma prancheta ou algum dispositivo de registro de dados, poderá ser feito um rascunho dos setores existentes e fluxos hídricos. Posteriormente, as informações relevantes devem ser passadas a limpo e organizadas.

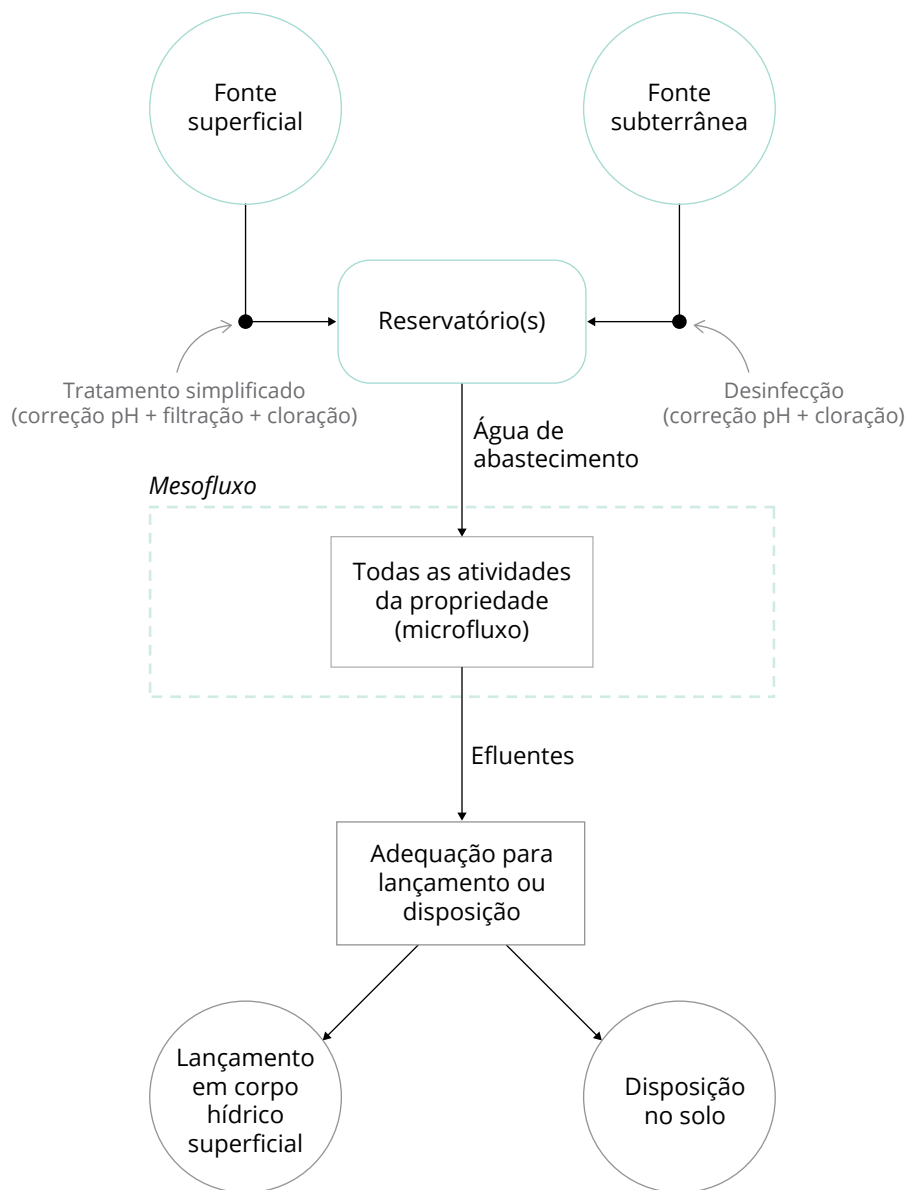
Esse desenho poderá servir como um guia geral para a inserção de novas informações a serem obtidas nas próximas etapas, como, por exemplo, durante a elaboração do Plano de Gestão Hídrica (Etapa 7), quando deverão ser apontados os principais locais para o monitoramento do fluxo hídrico, as ocorrências de pontos de perdas e desperdícios de água e os investimentos de ações de intervenção para melhorias do consumo nos setores.

O desenho esquemático pode ser realizado em três escalas, de modo que uma seja o complemento da outra. Essas escalas – macrofluxo, mesofluxo e microfluxo – devem ser diferenciadas quanto ao escopo da dinâmica do fluxo de água na propriedade. A descrição de cada escopo é apresentada a seguir.

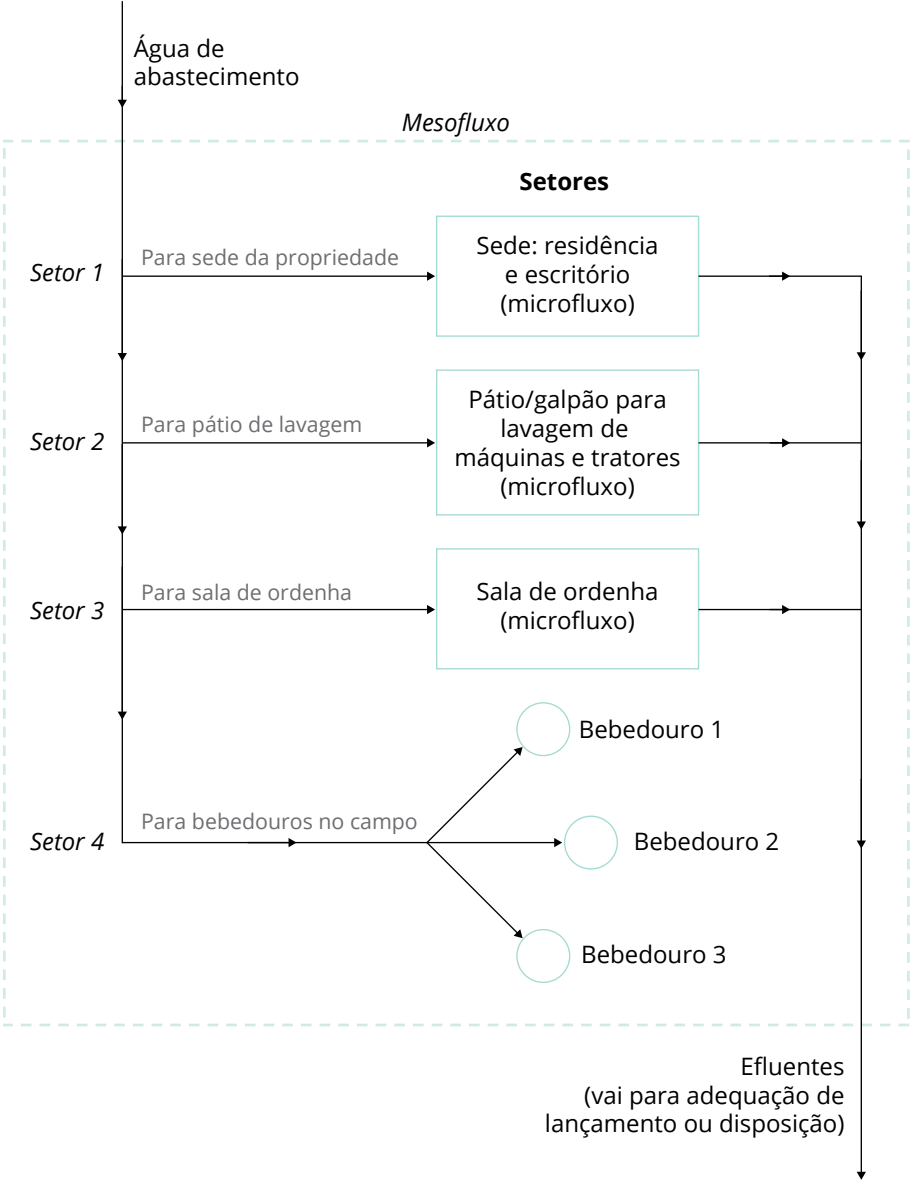
**Macrofluxo de água:** neste caso, é discriminado o caminhamento da água desde as fontes de abastecimento, para atendimento da demanda existente, até o destino dos efluentes gerados. Não são detalhados os consumos por setor nem os usos internos em cada setor. Nesta escala, devem ser cumpridas todas as normativas mencionadas anteriormente, para que se possa dar entrada no pedido de outorga pelo uso da água ao órgão gestor, incluindo as especificações da Portaria nº 5.578/2018 (São Paulo, 2018b) do DAEE (Tabela 3) sobre a instalação dos equipamentos hidrométricos. Além disso, a aferição e a declaração dos dados devem ser realizadas conforme previsto em legislação. Ressalta-se novamente sobre a possibilidade do uso de equipamentos não inclusos nessa portaria, no entanto esses precisam ser aprovados pelo órgão outorgante.

Na Figura 5, está apresentado o desenho esquemático do macrofluxo de água, na forma de diagrama de blocos, para uma atividade de bovinocultura de leite.

**Mesofluxo de água:** neste caso, são discriminados os fluxos de água para cada setor, porém não são detalhados os usos internos nos setores. Na Figura 6, pode ser visualizado um desenho esquemático do mesofluxo de água para a atividade de bovinocultura de leite. As medições hídricas nessa escala não precisam seguir as portarias e normativas de hidrometria do órgão outorgante, pois, assim como na escala de microfluxo, são realizadas para conhecimento dos fluxos hídricos e controle interno, bem como para subsidiar tomadas de decisões no âmbito do manejo hídrico da propriedade. A adoção de tais medidas é vista com bons olhos pelo órgão outorgante, pois entende-se que o proprietário está internalizando os princípios de uso racional da água e, conseqüentemente, terá condições, ou ao menos potencial, para favorecer o balanço hídrico na bacia hidrográfica e garantir maior oferta aos demais usuários, além de facilitar o processo da gestão hídrica e minimização de conflitos.

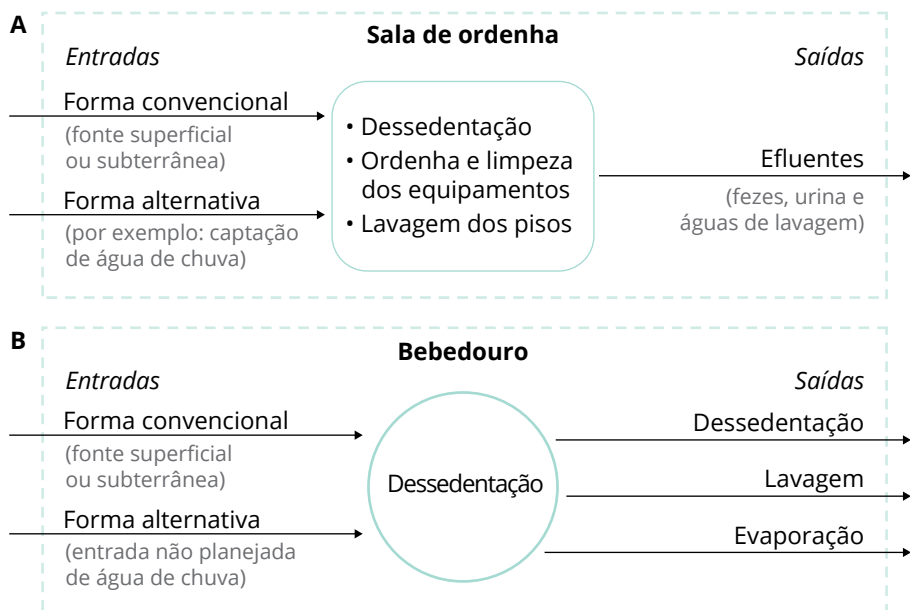


**Figura 5.** Desenho esquemático do macrofluxo de água para a atividade de bovinocultura de leite.



**Figura 6.** Desenho esquemático do mesofluxo de água para a atividade de bovinocultura de leite.

**Microfluxo de água:** neste caso, deve ser descrito o caminhamento da água dentro de cada setor da atividade, acompanhado de uma descrição mais detalhada para cada tipo de uso. Na Figura 7, apresenta-se o desenho esquemático do microfluxo de água para a atividade de bovinocultura de leite, especificamente para uma sala de ordenha e um bebedouro no campo. Assim como na escala de mesofluxo, aqui também não é necessário seguir as especificações discriminadas nas portarias e normativas dos órgãos outorgantes quanto à instalação dos equipamentos hidrométricos. Isso abre a oportunidade para o uso de diversos tipos de equipamentos com custo reduzido. É importante, entretanto, estar sempre atento ao uso de tecnologias de medição confiáveis, que tenham precisão aceitável dentro do uso desejado, possibilitando a identificação das oportunidades de redução do consumo de água.



**Figura 7.** Desenho esquemático do microfluxo de água para a atividade de bovinocultura de leite: sala de ordenha (A) e bebedouro (B).

### **Etapas 3 – Avaliação de demanda e oferta de água**

#### **a) Avaliação de demanda de água**

A forma mais objetiva e precisa de avaliar a demanda de água na atividade é por meio da verificação da leitura dos hidrômetros ou equipamentos hidrométricos instalados na propriedade, desde que eles estejam sendo utilizados corretamente. Quando não houver a existência desses equipamentos, a demanda de água pode ser estimada por meio de dados da literatura, porém, para esses casos, deve-se assumir o risco de obter estimativas errôneas, pois os dados secundários (literatura) são geralmente obtidos em condições distintas do respectivo ambiente de trabalho, e as formas de determinação muitas vezes não são reveladas ou totalmente especificadas no texto de consulta.

Ainda considerando o caso de realizar estimativas por meio de dados da literatura, sugere-se a utilização da metodologia de cálculo da pegada hídrica animal proposta por Hoekstra et al. (2012) ou, ainda, artigos mais específicos para a realidade do Brasil, como Palhares e Pezzopane (2015). Os órgãos outorgantes como a ANA disponibilizam dados de demanda de água para a dessedentação animal, por meio de tabelas gerais de consumo por grupo ou tipo de animal, como proposto em Agência Nacional de Águas (2013), mas que possuem valores bastante genéricos e, por isso, imprecisos. Palhares (2019) propõe estimativas que consideram critérios mais técnicos. O autor sugere que a determinação do consumo hídrico animal pode ser realizada com base na produção do produto, na ingestão de matéria seca e nos dados climáticos da região.

#### **b) Avaliação da oferta de água**

A oferta hídrica no meio rural é calculada a partir do potencial de captação do manancial superficial, captação subterrânea e via concessão. Este último ocorre no caso de haver o serviço disponível no local. No caso das captações superficiais e subterrâneas, a quantidade de água a ser utilizada é levantada pelo órgão gestor outorgante por meio de

balanços hídricos na bacia hidrográfica. O volume máximo mensal de uso permitido pelo proprietário é aquele declarado no ato de outorga.

Formas complementares de oferta hídrica podem ser obtidas por meio de captação de água da chuva (Brito et al., 2007; Tomaz, 2011; Palhares, 2016) e por reúso de água (Mierzwa; Hespanhol, 2005; Bevilacqua et al., 2006).

Em se tratando da oferta hídrica na atividade produtiva, o planejamento sobre as perspectivas de crescimento e de futuros investimentos pode ser realizado a partir do índice Disponibilidade Específica de Água para a Produção Animal na propriedade, que relaciona a disponibilidade hídrica com a demanda da atividade e se refere à quantidade de água disponível por cabeça de gado no local. Esse índice resulta na relação entre volume de água por animal e por tempo, como, por exemplo, litros por cabeça de gado por dia. Com esse levantamento, é possível calcular o dimensionamento do porte máximo da atividade e, por exemplo, encontrar o maior número possível de cabeças de gado a serem mantidas na propriedade diante das limitações existentes de recursos hídricos.

Se desejável, ao chegar ao valor limite da produção, o proprietário pode recorrer a uma análise da viabilidade técnica e financeira do aumento da produtividade por meio de investimento em medidas alternativas de fontes de abastecimento hídrico, como a ampliação de áreas de captação e armazenamento de água da chuva e o reaproveitamento de águas diversas por meio de medidas de reúso.

#### **Etapas 4 – Instalação de equipamentos hidrométricos**

Os equipamentos hidrométricos instalados nas escalas de macro, meso e microfluxos realizarão respectivamente as denominadas macro, meso e micromedidas.

Pelo fato de a macromedida ser uma exigência legal, geralmente os proprietários se preocupam com a instalação dos medidores nessa escala. Entretanto, para o efetivo gerenciamento hídrico, é necessária a

instalação de equipamentos hidrométricos nas demais escalas para que haja maior detalhamento das entradas e saídas de cada setor, possibilitando o mapeamento das oportunidades de melhoria do consumo hídrico.

Uma vez que as etapas anteriores (etapas 1, 2 e 3 do Programa de Medição e Uso Racional da Água na Propriedade) sejam cumpridas, haverá condições para indicar os locais mais importantes para a instalação de equipamentos de micromedição, além de ser possível identificar as melhores formas de aquisição dos dados e a frequência de leituras, de acordo com o perfil da propriedade.

Os equipamentos hidrométricos são de diversos tipos, e a seleção da tecnologia a ser empregada se diferencia principalmente quanto aos seguintes fatores: forma do escoamento (condutos livres ou forçados), forma de leitura (aferição por passagem, leitura de nível ou pressão), forma de aquisição dos dados (manual ou automática), forma de armazenamento dos dados (em cartão de memória removível ou comunicação a distância via telemetria com armazenamento em nuvem) e custo do equipamento, bem como de sua operação e manutenção.

### **Etapas 5 – Diagnóstico do consumo hídrico sem intervenções nos setores**

O diagnóstico do consumo hídrico se refere à situação atual do consumo de água, sem a interferência de qualquer medida economizadora implementada na atividade, por meio de dados históricos do consumo e atuais.

Nesta etapa, é criado o perfil ou padrão de consumo dos usuários ou atividades de cada setor, ainda sem qualquer tipo de intervenção nos sistemas hidráulicos de abastecimento de água ou execução dos treinamentos de mudança de hábitos e procedimentos operacionais.

Conforme mencionado anteriormente, a medição do consumo de água é o primeiro passo necessário para a implementação de qualquer ação que seja voltada para o uso racional desse recurso. Após a instalação de uma medida economizadora, só será possível verificar a melhoria



do uso do recurso hídrico, se houver o conhecimento do padrão de consumo que existia antes da instalação dessa medida. Assim, essa etapa se cumpre por meio da análise do perfil de consumo hídrico dos setores, logo após a instalação dos equipamentos de micromedição.

A partir dessa etapa, poderá ser obtido o balanço hídrico com os quantitativos de entradas e saídas de água e efluentes em cada setor. Em decorrência disso, serão evidenciados os tipos de usos que causam os maiores consumos, para os quais poderão ser direcionados os esforços iniciais para implementação de ações de redução do uso da água.

Por exemplo, poderão ser obtidos os balanços hídricos com o levantamento dos percentuais de consumo de água para cada tipo de uso, como apresentado a seguir para a sala de ordenha (1) e para o bebedouro instalado no campo (2).

**1) Sala de ordenha – destino das águas utilizadas nesse setor:**

- 48% para lavagem dos pisos;
- 37% para a ordenha e limpeza dos equipamentos;
- 10% para dessedentação.

Essas proporções de consumo da sala de ordenha foram identificadas por Novelli et al. (2015). Nota-se que o maior consumo ocorre para a lavagem de pisos. Esse é um tipo de uso que não necessita de um padrão de qualidade elevado, mas deve estar em conformidade com o tipo de usos não potáveis. Sendo uma água que não tem contato direto com o animal nem com o produto, o uso de fontes alternativas como a água da chuva pode ser adequado, extremamente vantajoso e de baixo risco de contaminação. Não havendo nenhuma normativa mais específica, para essa aplicação podem ser seguidas as recomendações da NBR ABNT 15527 (Associação Brasileira de Normas Técnicas, 2007), que recomenda, entre outras exigências, a presença de cloro residual livre entre 0,5 mg L<sup>-1</sup>

e 3,0 mg L<sup>-1</sup> e turbidez menor do que 2 unidades de turbidez (uT) para usos mais restritivos.

Novelli et al. (2015) sugerem medidas simples para o aumento da eficiência do uso da água nas salas de ordenha: a) melhoria da eficiência de raspagem do piso; b) substituição de mangueira de fluxo contínuo por fluxo controlado por válvula ou gatilho; e c) reformas do piso para melhor nivelamento.

**2) Bebedouro instalado no campo – destino das águas utilizadas nesse setor:**

- 74,2% para dessedentação animal;
- 22,3% na lavagem do próprio bebedouro;
- 3,5% são “perdidos” por evaporação.

Para o levantamento realizado, no caso dos bebedouros a entrada principal ocorre pela rede de abastecimento que fornece água de captação subterrânea, e uma parcela é proveniente da precipitação direta da chuva, de forma não planejada, na superfície de água exposta no interior do bebedouro. As saídas ocorrem principalmente devido ao consumo animal (74,2%), além da haver o uso para a lavagem do bebedouro (22,3%) e as perdas por evaporação (3,5%).

Para a dessedentação, foi considerado o consumo diário no bebedouro de cinco bovinos de leite com consumo médio de 85 L dia<sup>-1</sup> de água, em um bebedouro com formato circular de 2 m de diâmetro. O valor do consumo diário foi obtido a partir da média entre o valor mínimo e máximo sugerido pela Agência Nacional de Águas (2013), para esse grupo animal (bovinos de leite).

Para a lavagem, considerou-se um gasto de aproximadamente 500 L de água para a operação de esvaziamento em cada lavagem, que, segundo indicações de Embrapa (2016), deve ocorrer com a frequência mínima de uma vez a cada 4 dias.

Para a evaporação, foram consideradas as condições climáticas da região de São Carlos, SP, de acordo com dados coletados por Marcuzzo et al. (2008). O percentual de saída por evaporação de 3,5% se refere aos meses do ano sem chuva. Entretanto, de acordo com os dados desses autores, a diferença entre a média mensal de precipitação e evaporação na região é de aproximadamente 23,5 mm por mês, que, em um bebedouro de 2 m de diâmetro, resultará, ao considerar o balanço entre precipitação e evaporação, em uma perda por evaporação média mensal de apenas 7,4 L. No balanço apresentado, o valor percentual de 3,5% que é “perdido” por evaporação foi calculado sem considerar a entrada de água da chuva, ou seja, é um valor válido, e aproximado, apenas para os meses secos, sem precipitação.

### **Etapas 6 – Campanha de conscientização e treinamento de pessoal**

A campanha de conscientização visa sensibilizar toda a equipe envolvida no trabalho, desde a operação até o pessoal da administração, por meio de apresentações dos resultados encontrados nas etapas anteriores, com linguagem adequada para possibilitar diversos níveis de entendimento. Deve ser dada ênfase ao diagnóstico do consumo hídrico e à importância de implementação de ações de uso racional da água. É importante abordar conceitos como usos múltiplos da água, usos compartilhados da água por meio da gestão integrada, situações que podem levar a conflitos pelo uso da água, balanço hídrico na bacia hidrográfica, balanço hídrico na propriedade com detalhamento para os diversos setores e apontamentos das principais oportunidades de redução do consumo.

O treinamento de pessoal visa capacitar tecnicamente os funcionários envolvidos diretamente com o manejo da água. Esse treinamento pode ser feito por meio de workshops com demonstrações de usos de novos dispositivos ou instruções sobre novas maneiras de trabalhar com a água por meio de mudanças nos procedimentos de lavagem de pisos, tanques, bebedouros e equipamentos.

Além disso, os funcionários devem ser ouvidos quanto as suas experiências com relação à rotina de trabalho. Pode-se permitir ainda que eles façam levantamentos de possíveis caminhos e oportunidades de melhorias no uso da água, as quais serão incorporadas na equipe de trabalho e também no Plano de Gestão Hídrica, como forma de criar um plano participativo que considere as particularidades das atividades locais.

### **Etapas 7 – Plano de Gestão Hídrica**

A gestão hídrica deve ser realizada por meio de um conjunto de ações que visem ao monitoramento contínuo do uso da água com a finalidade de realizar intervenções nos sistemas de abastecimento sempre que necessário, seja de forma corretiva ou preventiva. O Plano de Gestão Hídrica pode ser composto por ações de monitoramento, avaliação de vazamentos e desperdícios, e intervenções nos setores.

- a) Monitoramento: consiste no acompanhamento contínuo do fluxo de água em cada setor, por meio das leituras dos equipamentos hidrométricos instalados, a fim de observar se o padrão de consumo está de acordo com o esperado para a atividade. Por meio do monitoramento, é possível checar a existência de vazamentos.
- b) Avaliação de vazamentos e desperdícios: durante o monitoramento e o acompanhamento das operações de rotina e de manuseio da água, é possível verificar se está havendo algum tipo de vazamento ou desperdício. Caso esses problemas sejam constatados, devem ser definidas as intervenções que poderão ser realizadas.
- c) Intervenções nos setores: as intervenções nos setores poderão ocorrer de maneira gradual, a depender da disposição financeira do proprietário para atendimento do Programa de Medição e Uso Racional da Água na Propriedade. Essas intervenções poderão ser de natureza corretiva ou preventiva.

- **Intervenção corretiva:** é realizada após serem constatados vazamentos nos sistemas hidráulicos e desperdícios nas operações com a água (como em lavagens de piso). Nesses casos, são implementadas ações de correção dos vazamentos e/ou mudanças de procedimentos operacionais.
- **Intervenção preventiva:** quando são realizadas substituições de dispositivos e equipamentos antigos por novos e mais eficientes, antes de ocorrerem perdas por vazamentos. O treinamento de pessoal também pode ser considerado um tipo de medida preventiva, pois, se os funcionários estiverem capacitados, eles terão condições de perceber os desperdícios que existem nas práticas de manuseio antigas e eventualmente realizadas sem critérios. Assim, de maneira proativa sinalizarão a necessidade de mudanças para hábitos ou formas mais eficientes de uso da água.

## **Etapas 8 – Diagnóstico do consumo hídrico após intervenções nos setores**

Depois de realizadas as intervenções nos setores e a instalação dos equipamentos hidrométricos, poderá ser realizado o acompanhamento do consumo hídrico da atividade, principalmente no intuito de comparar os valores que eram apresentados antes das intervenções com aqueles verificados após as ações de correção. Dessa forma, podem-se verificar as mudanças de forma quantitativa. Dentro de um prazo de aproximadamente 3 meses, é possível que se observem mudanças marcantes no padrão de consumo da atividade.

Para haver um diagnóstico completo do impacto da implementação do Programa de Medição e Uso Racional da Água na Propriedade, é necessário realizar o acompanhamento do consumo hídrico pelo período de 1 ano, para que sejam verificadas as possíveis interferências decorrentes das sazonalidades climáticas (entre o período chuvoso e seco),

considerando o caso de haver diferenças marcantes ao longo do ano quanto aos índices pluviométricos e às condições ambientais de temperatura e umidade.

A etapa do diagnóstico se encerra com a avaliação dos ganhos obtidos com a implementação do Programa de Medição e Uso Racional da Água na Propriedade, nas perspectivas econômica, ambiental e social.





Os ganhos econômicos poderão ser avaliados em função do aumento da disponibilidade hídrica na atividade, com eventual aumento na produtividade. Caso exista a cobrança pelo uso da água na bacia do empreendimento, os ganhos econômicos poderão ser ainda mais importantes. Ocorrerão ganhos ambientais devido à redução na supressão dos mananciais hídricos e ao aumento da disponibilidade de água para a manutenção dos ecossistemas aquáticos. O principal benefício social para o proprietário será a diminuição dos riscos de conflitos pelo uso da água com os usuários vizinhos e usuários da mesma bacia.

## **Tipos de hidrômetros e formas de aquisição de dados para a meso e micromedição**

Conforme já mencionado, para medições nas escalas de meso e microfluxo hídrico, o usuário tem maior liberdade na escolha dos equipamentos hidrométricos a serem utilizados, pois a finalidade dessa ação é o levantamento de dados para uso próprio, sem o cunho da fiscalização, no intuito de obter padrões de consumo setorizados para efetuar as devidas intervenções de uso racional da água.

Considerando essa flexibilidade, na Tabela 6 estão apresentadas algumas características de hidrômetros e formas de aquisição de dados para a meso e micromedição, que são de baixo custo e confiáveis se implementadas corretamente. Salienta-se que a confiabilidade no processo de medição hídrica existe quando são respeitadas as limitações dos

**Tabela 6.** Tipos de hidrômetros e formas de uso dos dados para meso e micromedição.

Tipo de hidrômetro	 Mecânico convencional com relojoaria	 Reed-Switch  Efeito Hall Mecânico com saída pulsada (Reed-Switch ou Efeito Hall)
	Leitura visual	Aquisição eletrônica
Registro dos dados	 Manual (prancheta, papel e caneta)	 Automático (microprocessador embarcado)
Periodicidade de registro dos dados	Intermitente (a depender da disponibilidade de pessoal)	Contínua ou elevada frequência
Há possibilidade de armazenamento dos dados?	Não	Sim (com uso de <i>datalogger</i> )
Há possibilidade de transmissão dos dados por wi-fi?	Não	Sim (via <i>bluetooth</i> ou telemetria)
Precisa ser energizado?	Não	Sim (baixo consumo: 9 V ou 5 V, 40 mA)
Custo de instalação, operação e manutenção	Baixo	Baixo a médio

equipamentos, como, por exemplo, o atendimento de vazões mínimas de trabalho nas tubulações em que os hidrômetros são instalados, as quais devem ser especificadas pelo fabricante.

Além disso, é oportuno checar periodicamente a veracidade da leitura fornecida pelos equipamentos hidrométricos, principalmente após a troca do equipamento ou depois de muito tempo de uso (uma vez por ano, no mínimo). A verificação dessa leitura pode ser chamada de checagem da calibração do equipamento, e esse assunto é discutido no item intitulado Teste de Checagem da Leitura de Hidrômetros, onde estão apresentados alguns conceitos básicos e essenciais para esse tipo de tarefa.

O proprietário poderá contratar uma empresa para realizar a checagem da calibração ou, então, realizar no campo um ensaio simples, que tem precisão satisfatória (porém sem validade legal), por meio do chamado de método volumétrico. A aplicação desse método de campo é viável sempre que for possível coletar o valor referente à vazão, utilizando-se recipientes volumétricos como baldes ou provetas. Para isso, é necessário cronometrar o tempo de enchimento do recipiente, até uma alíquota conhecida, para obter a relação entre o volume e o tempo de enchimento. Essa relação consiste na dimensão da grandeza vazão [volume por tempo].

Mais detalhes sobre o método volumétrico podem ser consultados em Stano Júnior (2007) e Çengel e Cimbala (2015).

## **Dispositivos de geração e armazenamento de energia no campo**

No campo, muitas vezes o acesso a redes e circuitos de energia elétrica é limitado por causa das grandes distâncias a serem atendidas. Quando existem, essas redes sofrem instabilidades, surtos de tensão ou interrupções



na distribuição de energia que podem danificar ou inviabilizar o uso de equipamentos eletrônicos de monitoramento e medição.

Nesse sentido, os sistemas de geração de energia elétrica por aerogeradores ou painéis fotovoltaicos associados ao uso de baterias (sistemas *off-grid*) têm ganhado espaço no atendimento a demandas pontuais de energia elétrica situadas em locais de difícil acesso. O uso dessas tecnologias tem sido implantado com sucesso para atender a essas demandas pontuais de energia elétrica em rodovias e no campo.

No campo, o uso de painéis fotovoltaicos associados ao uso de baterias tem sido difundido nos últimos anos para aplicação em sistemas de iluminação e bombeamento de água de comunidades isoladas ou ainda em sistemas de cerca elétrica para confinamento de animais na propriedade. A difusão dessas tecnologias também se deve à redução de custos nos últimos anos, associada a programas de financiamento voltados a atender ao produtor para implantação e uso de energia por fontes renováveis.

### **Consumo de energia em sistemas de micromedição por processadores genéricos**

Sistemas de micromedição rural pautados em dispositivos microprocessadores genéricos podem consumir em média de 40 mA a 48 mA, conforme medições diretas com amperímetro apresentadas por Monk (2015). Alguns dispositivos específicos podem representar maior consumo como se pode observar na Tabela 7.

Os resultados apresentados por Monk (2015) enfatizam a necessidade de que a escolha da placa e sua fonte de alimentação sejam planejadas, a fim de escolher um sistema que represente menor consumo de bateria. Consumos na faixa de 40 mA, quando alimentados por uma bateria 9 V, podem ter autonomia de aproximadamente 4 horas (Arduinoprog, 2015). Portanto, os processos de planejamento, uso e monitoramento dos instrumentos de medição devem estar atrelados ao tempo de duração da bateria,

**Tabela 7.** Corrente consumida por placas microprocessadoras genéricas por meio de medição direta com amperímetro.

Placa	Corrente
Uno (5 V USB)	47 mA
Uno (fonte de alimentação 9 V)	48 mA
Uno (5 V, processador removido)	32 mA
Uno (9 V, processador removido)	40 mA
Leonardo (5 V USB)	42 mA
Due (5 V USB)	160 mA
Due (fonte de alimentação 9 V)	70 mA
Mini Pro (fonte de alimentação 9 V)	42 mA
Mini Pro (5 V USB)	22 mA
Mini Pro (3,3 V direto)	8 mA

Fonte: Monk (2015).

ou seja, caso a bateria utilizada tenha autonomia para 4 horas, será necessário substituí-la no local durante esse período ou adotar baterias com maior autonomia. Pode ser ainda necessário o uso de complementos do sistema, como placas fotovoltaicas, aerogeradores ou outro mecanismo de geração de energia, para que as baterias sejam recarregadas no local.

A Figura 8 ilustra alguns tipos de baterias que podem ser utilizadas em sistemas rurais de micromedição.



**Figura 8.** Tipos de baterias utilizadas em sistemas de micromedição.

## Geração de energia no campo

Neste tópico, serão apresentados de forma breve alguns equipamentos que podem ser utilizados no campo para geração de energia de maneira sustentável. Primeiramente, serão apresentados os painéis fotovoltaicos, cujas capacidades de geração podem variar de 3 W a 450 W. O dimensionamento dessas placas deverá ser proporcional à capacidade de armazenamento da bateria, ou seja, o tamanho e a capacidade de geração da placa devem ser suficientes para recarregar a bateria ou conjunto de baterias durante as horas de sol. Cabe informar que a bateria deverá ser dimensionada de modo a atender ao consumo do sistema. Além disso, devem ser previstas as reservas de armazenamento, caso haja dias chuvosos ou com muita neblina. A Figura 9 ilustra alguns tipos de painéis fotovoltaicos e suas capacidades.

Para regiões que possuam predominância de ventos, aerogeradores de pequeno porte (residencial) também podem ser utilizados, os quais podem ser associados a painéis solares ou instalados de forma independente. As capacidades de geração desses equipamentos podem variar de 300 W a 1.000 W.



**Figura 9.** Modelos de painéis fotovoltaicos utilizados no campo.

## Teste de checagem da leitura de hidrômetros

### Erros máximos admissíveis e curva de erros

Todos os equipamentos utilizados para medir vazão apresentam erros que serão maiores ou menores de acordo com a tecnologia empregada. Os hidrômetros, como todo equipamento de medição, podem apresentar erros de indicação quando os valores apresentados são maiores ou menores do que as vazões que de fato escoaram (Silva, 2008).

Os principais fatores que afetam a exatidão dos medidores de água são os seguintes: suas características construtivas e princípio de funcionamento, como, por exemplo, a diferença entre medidores volumétricos e velocimétricos, que apresentam níveis de exatidão diferentes; a posição de montagem; a influência de sólidos em suspensão e depositados; e o uso de caixas d’água controladas por boias, que geram pequenas vazões e fazem com que os hidrômetros trabalhem em faixas de vazões abaixo de valores para os quais são preparados. Usualmente chamam-se de sobremedição e submedição as indicações maiores ou menores que os valores de vazão medidos, respectivamente (Silva, 2008).

Na Tabela 8, estão apresentados os erros máximos admissíveis para hidrômetros novos, conforme a Portaria nº 246/2000 do Inmetro.

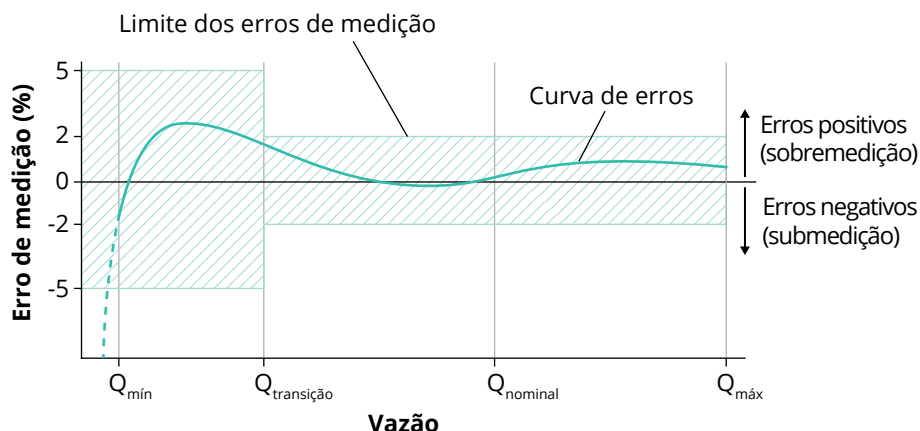
Na Figura 10, encontra-se uma construção gráfica dos erros admissíveis, conforme a portaria do Inmetro, os quais foram apresentados na

**Tabela 8.** Erros máximos admissíveis para hidrômetros novos.

Vazões de ensaio <sup>(1)</sup>	Erro máximo admissível (Portaria nº 246/2000 – Inmetro)
Entre $Q_{min}$ e $Q_t$ (exclusive)	± 5%
Entre $Q_t$ (inclusive) e $Q_{max}$	± 2%

<sup>(1)</sup> $Q_{min}$  = vazão mínima;  $Q_t$  = vazão de transição;  $Q_{max}$  = vazão máxima.

Fonte: Inmetro (2000).



**Figura 10.** Gráfico com os erros admissíveis (área hachurada) conforme a Portaria nº 246/2000 do Inmetro e a curva de erros de um hidrômetro padrão.

Fonte: Inmetro (2000).

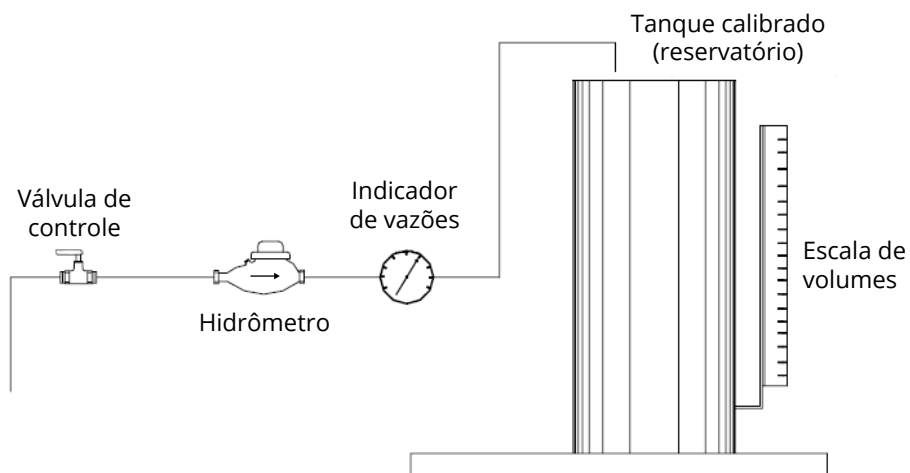
Tabela 8, e uma curva de erros típica de um hidrômetro padrão, com indicações de erros positivos (quando ocorre a sobremedição) e erros negativos (quando ocorre a submedição).

### Bancadas de ensaios de calibração

De acordo com o Documento Técnico de Apoio nº D3 do Programa Nacional de Combate ao Desperdício de Água (Programa Nacional de Combate ao Desperdício de Água, 2003), o princípio da bancada de ensaio para determinação dos erros e calibração de hidrômetros pode ser volumétrico, gravimétrico ou medidor padrão, e os procedimentos podem ser automatizados ou assistidos por processadores eletrônicos.

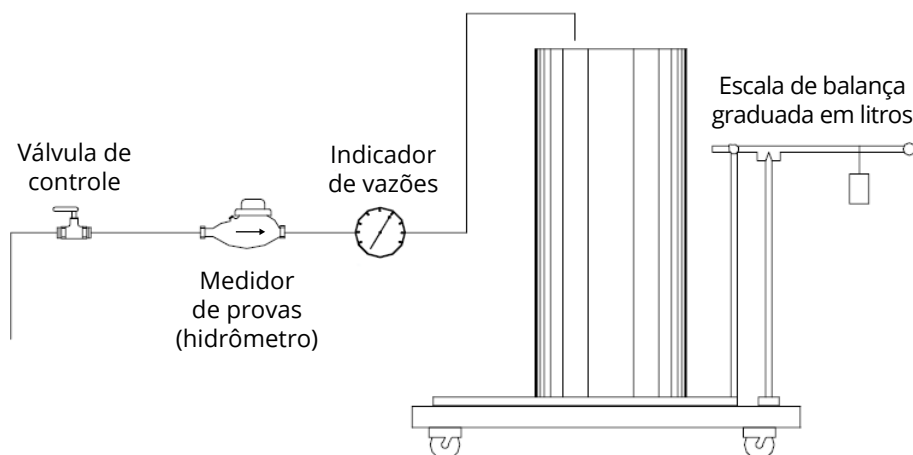
De acordo com esse documento, normalmente utilizam-se, em oficinas, bancadas volumétricas, enquanto as gravimétricas são mais utilizadas em laboratório, devido a sua melhor precisão. Por sua vez, as bancadas com medidor padrão são mais empregadas no campo.

Nas Figuras 11 e 12, apresentam-se, respectivamente, os esboços de uma bancada de princípio volumétrico e de uma bancada de ensaio de princípio gravimétrico.



**Figura 11.** Bancada de ensaio de princípio volumétrico.

Fonte: Programa Nacional de Combate ao Desperdício de Água (2003).



**Figura 12.** Bancada de ensaio de princípio gravimétrico.

Fonte: Programa Nacional de Combate ao Desperdício de Água (2003).

Para a determinação dos erros nos ensaios de calibração, a Portaria nº 246/2000 do Inmetro indica o uso da seguinte expressão, que consiste no cálculo do erro relativo percentual:

$$E = \frac{(L_f - L_i) - V_e}{V_e} 100$$

em que:

$E$  = erro relativo em porcentagem (%).

$L_i$  = leitura inicial do hidrômetro (valor medido inicial).

$L_f$  = leitura final do hidrômetro (valor medido final).

$V_e$  = volume escoado (valor verdadeiro).

O volume escoado ( $V_e$ ), que deve ser definido como o “volume verdadeiro”, pode ser obtido pelo método volumétrico, por meio de proveta ou frascos graduados, ou pelo método mássico, por meio de termômetro e balança digital. Neste último caso, a balança é utilizada para fornecer a massa de água ( $M$ ) que escoa pelo sistema, e o termômetro é utilizado para obtenção da densidade da água ( $\rho$ ). Com o levantamento desses valores ( $M$  e  $\rho$ ), posteriormente o volume escoado ( $V_e$ ) é determinado da seguinte maneira:

$$\rho = \frac{\text{massa de água escoada } (M)}{\text{volume de água escoado } (V_e)},$$

de modo que:

$$V_e = \frac{M}{\rho}$$

## Precisão e acurácia

Sabe-se que os erros associados tanto aos cálculos teóricos quanto às medidas experimentais podem ser caracterizados quanto a sua acurácia e precisão. A acurácia se refere a quão próximo o valor calculado

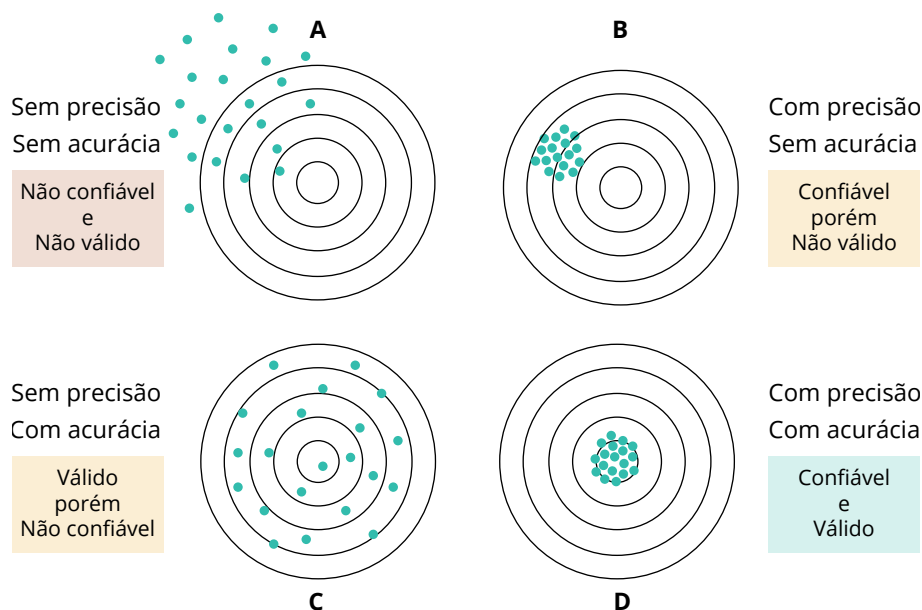
ou valor medido está do valor verdadeiro. A precisão se refere a quão próximos os valores individuais calculados ou medidos estão uns dos outros (Chapra; Canale, 2014).

O valor verdadeiro é um valor obtido pelo experimentador por meio de um método que ele considera ser confiável e com baixa probabilidade de produzir erros significativos. Entretanto, a obtenção do valor verdadeiro de uma grandeza física é uma tarefa de difícil alcance devido às incertezas envolvidas no processo de medição. As incertezas são provenientes dos erros experimentais, que podem ser do tipo sistemático (por causa de instrumentação indevida, operação dos instrumentos e métodos aplicados de forma imprudente, etc.) ou aleatório (erros imprevisíveis e incontroláveis), justificando a necessidade de repetitividade dos ensaios (Joint Committee for Guides in Metrology, 2008; Silva et al., 2014).

Esses conceitos podem ser ilustrados graficamente usando-se uma analogia relacionada à prática de tiro ao alvo. Os buracos de bala em cada alvo na Figura 13 podem ser considerados os valores medidos por um equipamento em processo de avaliação, enquanto o centro do alvo representa a verdade ou o valor verdadeiro. Deve-se ter em mente que, nas quatro situações, a mira da arma, aos olhos do atirador, estava focada bem no centro do alvo.

A inacurácia (também chamada de viés) é definida como um desvio sistemático da verdade. Embora os tiros da Figura 13B estejam agrupados mais juntos do que aqueles da Figura 13A, os dois casos são igualmente não acurados, porque ambos estão centrados no quadrante superior esquerdo do alvo. As imprecisões (também chamadas de incertezas), por sua vez, referem-se à intensidade do espalhamento. Portanto, embora as Figuras 13C e 13D sejam igualmente exatas (isto é, centradas no alvo), a última é mais precisa porque os tiros estão agrupados mais juntos (Chapra; Canale, 2014).





**Figura 13.** Conceitos de precisão e acurácia ilustrados por meio de analogia com a prática de tiro ao alvo. Sem acurácia: sem precisão (A), com precisão (B). Com acurácia: sem precisão (C); com precisão (D).

## Resultados obtidos no laboratório de hidráulica da Universidade Federal de São Carlos

Ensaio de checagem da leitura de alguns hidrômetros comerciais foram realizados no laboratório de hidráulica do Departamento de Engenharia Civil da Universidade Federal de São Carlos (UFSCar). Os hidrômetros utilizados foram do tipo mecânicos velocimétricos, e os erros encontrados, comparando-se o valor aferido pelo hidrômetro (vazão medida) e o valor aferido pela bancada (vazão verdadeira), estão apresentados na Tabela 9, nas condições de vazão discriminadas para cada situação correspondente.

A bancada de ensaio utilizada possui aferição pelo princípio gravimétrico, por meio do uso de balança digital, e os ensaios foram realizados

em triplicata. A bancada não possui selo de certificação acreditado por órgãos de normatização.

**Tabela 9.** Resultados de ensaios para a checagem de leitura de quatro tipos de hidrômetros mecânicos velocimétricos.

Hidrômetro	Classe metro-lógica	Forma de leitura/aquisição dos dados	Possui certificação metro-lógica?	Vazão medida pelo hidrômetro (L min <sup>-1</sup> )	Vazão verdadeira aferida pela bancada (L min <sup>-1</sup> )	Erro associado (%)	Erro máximo admissível <sup>(1)</sup> (%)
1	C	Visual (relojoaria)	Sim	1,26	1,25	+0,8	±2
				7,01	6,91	+1,4	±2
				15,00	15,05	-0,3	±2
				27,71	27,43	+1,0	±2
2	B	Visual (relojoaria)	Sim	0,51	0,49	+3,9	±5
				1,93	1,77	+8,3	±5
				10,53	10,62	-0,9	±2
				24,46	24,04	+1,7	±2
3	B	Saída pulsada: tipo Reed-Switch	Sim	0,47	0,49	-4,1	±5
				1,80	1,77	+1,7	±5
				10,56	11,01	-4,1	±2
				14,40	23,30	-38,2	±2
4	Não há	Saída pulsada: tipo Efeito Hall	Não	6,90	6,91	-0,1	±2
				12,40	12,56	-1,3	±2
				17,07	17,05	+0,1	±2
				27,73	27,43	+1,1	±2

<sup>(1)</sup>Conforme Portaria nº 246/2000 – Inmetro.  
Fonte: Adaptado de Santos (2019).

## Referências

ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS. **NBR 15527**: Águas de chuva: aproveitamento de coberturas em áreas urbanas para fins não potáveis: requisitos. Rio de Janeiro, 2007.

AGÊNCIA NACIONAL DE ÁGUAS (Brasil). **Conjuntura dos recursos hídricos no Brasil**: regiões hidrográficas brasileiras – Edição Especial. – Brasília, DF: ANA, 2015.

AGÊNCIA NACIONAL DE ÁGUAS (Brasil). **Conjuntura dos recursos hídricos no Brasil 2019**: informe anual. Brasília, DF: ANA, 2019a.

AGÊNCIA NACIONAL DE ÁGUAS (Brasil). **Legislação de recursos hídricos no Brasil com foco na fiscalização dos usos**. Brasília, DF: ANA: SOF, 2009.

AGÊNCIA NACIONAL DE ÁGUAS (Brasil). **Manual de procedimentos técnicos e administrativos de outorga de direito de uso de recursos hídricos da Agência Nacional de Águas, 2013**. Brasília, DF: ANA, 2013.

AGÊNCIA NACIONAL DE ÁGUAS (Brasil). **Outorga de direito de uso de recursos hídricos**. Brasília, DF: SAG, 2011.

AGÊNCIA NACIONAL DE ÁGUAS (Brasil). **Outorga dos direitos de uso de recursos hídricos**. Brasília, DF: ANA, 2019b.

AGÊNCIA NACIONAL DE ÁGUAS (Brasil). **Resolução nº 1.940, de 30 de outubro de 2017**. Dispõe sobre critérios para definição de derivações, captações e lançamentos de efluentes insignificantes, bem como serviços e outras interferências em corpos d'água de domínio da União não sujeitos a outorga. Brasília, DF: ANA, 2017.

ARDUINOPROG. **Como economizar o consumo de energia do Arduino**. 2015. Disponível em: <http://arduinoprog.blogspot.com/2015/09/como-economizar-o-consumo-de-energia-do.html>. Acesso em: 30 jan. 2020.

AZEVEDO NETTO, J. M. **Manual de hidráulica**. 9. ed. São Paulo: Blucher, 2015.

BEVILACQUA, P. D.; BASTOS, R. K. X.; LANNA, E. A. T. Uso de esgotos tratados para produção animal. In: FLORENCIO, L.; BASTOS, R. K. X.; AISSE, M. M. (org.). **Tratamento e utilização de esgotos sanitários**. Rio de Janeiro: Abes, 2006. (Projeto PROSAB).

BRASIL. Lei Federal nº 9.433 de 8 de janeiro de 1997. Institui a Política Nacional de Recursos Hídricos, cria o Sistema Nacional de Gerenciamento de Recursos Hídricos. **Diário Oficial da República Federativa do Brasil**, 9 jan. 1997. p. 470.

BRASIL. Ministério do Meio Ambiente. Conselho Nacional de Recursos Hídricos. Resolução nº 54, de 28 de novembro de 2005. Estabelece modalidades, diretrizes e critérios gerais para a prática de reúso direto não potável de água, e dá outras providências. **Diário Oficial da União**, Brasília, DF, 9 mar. 2006.

BRITO, L. T. L.; MOURA, M. S. B.; GAMA, G. F. B. (org.). **Potencialidades da água de chuva no Semi-Árido brasileiro**. Petrolina: Embrapa Semi-Árido, 2007. 181 p.

CAMPOREZ, P. Sede, escassez e mortes no interior do Brasil. **O Estado de S. Paulo**, São Paulo, 2 fev. 2020. Seção: Política.

ÇENGEL, Y. A.; CIMBALA, J. M. **Mecânica dos fluidos**: fundamentos e aplicações. São Paulo: McGraw-Hill, 2015.

CETESB. **Medidor Parshall**: especificação. São Paulo, 1977. 23 p. (CETESB. Norma técnica, E2.150).

CHAPRA, S. C.; CANALE, R. P. **Numerical methods for engineers**. 7<sup>th</sup> edition. New York: McGraw-Hill Educatio, 2014.

COLLISCHONN, W.; DORNELLES, F. **Hidrologia para engenharia e ciências ambientais**. 2. ed. Porto Alegre: ABRH, 2015. 336 p.

COMITÊ DA BACIA HIDROGRÁFICA DO ALTO TIETÊ. **Deliberação CBH-AT nº 15, de 13 de agosto de 2015.** Aprova manifestação da outorga do Sistema Cantareira em 2015. São Paulo, 2015.

EMBRAPA. **Práticas simples economizam 30% de água em sala de ordenha.** 12 jan. 2016. Disponível em: <https://www.embrapa.br/busca-de-noticias/-/noticia/8841230/praticas-simples-economizam-30-de-agua-em-sala-de-ordenha>. Acesso em: 2 fev. 2020.

FEDERAÇÃO DAS INDÚSTRIAS DO ESTADO DE SÃO PAULO; AGÊNCIA NACIONAL DE ÁGUAS. **Conservação e reúso de água:** manual de orientações para o setor industrial. São Paulo, 2004.

FEDERAÇÃO DAS INDÚSTRIAS DO ESTADO DE SÃO PAULO; AGÊNCIA NACIONAL DE ÁGUAS. **Conservação e reúso da água em edificações.** São Paulo, 2005.

HOEKSTRA, A. Y.; CHAPAGAIN, A. K.; ALDAYA, M. M.; MEKONNEN, M. M. **The water footprint assessment manual:** setting the global standard. London: Earthscan, 2011. 80 p.

HOEKSTRA, A. Y.; MEKONNEN, M. M.; CHAPAGAIN, A. K.; MATHEWS, R. E.; RICHTER, B. D. Global monthly water scarcity: blue water footprints versus blue water availability. **PLoS One** 7, e32688, 2012. DOI: [10.1371/journal.pone.0032688](https://doi.org/10.1371/journal.pone.0032688).

HUMMER. **Sistema híbrido vento-solar da luz de rua H1.25-600W.** 2019. Disponível em: <http://www.chinahummer.cn/index.php/index/content/177>. Acesso em: 31 jan. 2020.

IBGE. **Projeções e estimativas da população do Brasil e das Unidades da Federação.** Disponível em: <https://www.ibge.gov.br/apps/populacao/projecao/>. Acesso em: 28 jan. 2020.

INMETRO. **Portaria nº 246, de 17 de outubro de 2000**. Aprova o Regulamento Técnico Metrológico, que com esta baixa, estabelece as condições a que devem satisfazer os hidrômetros para água fria, de vazão nominal até quinze metros cúbicos por hora. Rio de Janeiro, 2000.

JOINT COMMITTEE FOR GUIDES IN METROLOGY. **Avaliação de dados de medição**: Guia para expressão de incerteza de medição, 2008. 126 p.

STANO JÚNIOR, A. (org.). **Hidráulica**. Itajubá, MG: Fapepe, 2007. 44 p. (Série Energias Renováveis).

MARCUZZO, F. F. N.; ARANTES, E. J.; WENDLAND, E. Avaliação de métodos de estimativa de evapotranspiração potencial e direta para a região de São Carlos-SP. **Irriga**, v. 13, n. 3, p. 323-338, 2008. DOI: [10.15809/irriga.2008v13n3p323-338](https://doi.org/10.15809/irriga.2008v13n3p323-338).

MIERZWA, J. C.; HESPANHOL, I. **Água na Indústria**: uso racional e reuso. São Paulo: Oficina de Textos, 2005.

MONK, S. **Programação com Arduino II**: passos avançados com Sketches. Porto Alegre: Bookman, 2015. 239 p.

NOVELLI, T. I.; PALHARES, J. C. P.; GAMEIRO, A. H. Consumo de água em uma sala de ordenha. In: CONGRESSO DE LA ASOCIACION LATINO AMERICANA DE PRODUCCION ANIMAL, 24.; CONGRESO DE LA SOCIEDAD CHILENA DE PRODUCTION ANIMAL SOCHIPA A. G. 2015, Puerto Varas. **Anales** [...]. Puerto Varas: Alpa: Sochipa A. G., 2015.

PALHARES, J. C. P. A experiência brasileira no manejo hídrico das produções animais. In: PALHARES, J. C. P. (org.). **Produção animal e recursos hídricos**. São Carlos, SP: Cubo, 2016.

PALHARES, J. C. P. Consumo de água na produção animal brasileira. In: PALHARES, J. C. P. (org.). **Produção animal e recursos hídricos**: tecnologias para manejo de resíduos e uso eficiente dos insumos. Brasília, DF: Embrapa, 2019.

PALHARES, J. C. P. **Consumo de água na produção animal**. São Carlos: Embrapa Pecuária Sudeste, 2013. (Comunicado técnico, 102).

PALHARES, J. C. P.; PEZZOPANE, J. R. M. Water footprint accounting and scarcity indicators of conventional and organic dairy production systems. **Journal of Cleaner Production**, v. 93, p. 299-307, Apr. 2015. DOI: [10.1016/j.jclepro.2015.01.035](https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2015.01.035).

PARSHALL, R. L. **Measuring water in irrigation channels with Parshall flumes and small weirs**. Washington D.C, May, 1950. (Circular, 843).

PROGRAMA NACIONAL DE COMBATE AO DESPERDÍCIO DE ÁGUA. **Medidas de racionalização do uso da água para grandes consumidores**. Brasília, DF, 1999. (Documento Técnico de Apoio, B3).

PROGRAMA NACIONAL DE COMBATE AO DESPERDÍCIO DE ÁGUA. **Micromedição**. Brasília, DF, 2003. (Documento Técnico de Apoio, D3).

PROGRAMA DE PESQUISAS EM SANEAMENTO BÁSICO. **Conservação de água e energia em sistemas prediais e públicos de abastecimento de água**. Rio de Janeiro: Abes, 2009. Disponível em: <http://www.finep.gov.br/apoio-e-financiamento-externa/historico-de-programa/prosab/produtos>. Acesso em: 28 jan. 2020.

SANTOS, L. B. **Aferição de medidor de vazão tipo Efeito Hall para micromedição em sistemas prediais hidráulicos**. 2019. Trabalho de Conclusão de Curso (Bacharel em Engenharia Civil) – Departamento de Engenharia Civil, Universidade Federal de São Carlos, São Carlos, SP.

SÃO PAULO (Estado). Portaria DAEE 1.630/2017, de 30 de maio de 2017. Dispõe sobre procedimentos de natureza técnica e administrativa para obtenção de manifestação e outorga de direito de uso e de interferência em recursos hídricos de domínio do Estado de São Paulo. **Diário Oficial do Estado**, São Paulo, 3 jun. 2017b.

SÃO PAULO (Estado). Portaria DAEE 1.631/2017, de 30 de maio de 2017. Dispõe sobre usos de recursos hídricos superficiais e subterrâneos e reservatórios de acumulação que independem de outorga. **Diário Oficial do Estado**, São Paulo, 1 jun. 2017a.

SÃO PAULO (Estado). Portaria DAEE 5.578/2018, de 5 de outubro de 2018. Aprova as condições e procedimentos para a instalação e a operação de equipamentos medidores de vazões e volumes de água captados ou derivados, relacionados com outorgas de direito de uso de recursos hídricos ou sua dispensa. **Diário Oficial do Estado**, São Paulo, 6 out. 2018b.

SÃO PAULO (Estado). Portaria DAEE 5.579/2018, de 5 de outubro de 2018. Dispõe sobre procedimentos relativos à declaração periódica de medições de volumes relacionados a usos e interferências de recursos hídricos superficiais e subterrâneos de domínio do Estado de São Paulo. **Diário Oficial do Estado**, São Paulo, 6 out. 2018a.

SÃO PAULO (Estado). **Instrução Técnica DPO nº 14, de 19 de outubro de 2018**. Estabelece as características técnicas e as especificações mínimas dos equipamentos e instalações de medidores hidrométricos, em complementação à Portaria DAEE nº 5.578 de 5/10/2018. São Paulo, 2018c.

SÃO PAULO (Estado). **Instrução Técnica DPO nº 15, de 19 de outubro de 2018**. Estabelece as faixas de Volume Mensal (VM) que definirão a frequência de leitura e declaração de volumes de água utilizados, em complementação à Portaria DAEE nº 5.579, de 5/10/2018. São Paulo, 2018d.

SÃO PAULO (Estado). **Portaria DAEE 01/98, de 2 de janeiro de 1998**. Aprova a Norma e os Anexos de I a IV que disciplinam a fiscalização, as infrações e penalidades. São Paulo, 1998.

SILVA, N. R. **Estudo de metodologias para avaliação de submedição de hidrômetros domiciliares em sistemas de água**. 2008. 147 p. Dissertação (Mestrado em Tecnologia Ambiental e Recursos Hídricos) – Faculdade de Tecnologia, Universidade de Brasília, Brasília, DF.



SILVA, R. R.; BOCCHI, N.; ROCHA-FILHO, R. C.; MACHADO, P. F. L. **Introdução à Química Experimental. Apêndice 1:** Introdução a algarismos significativos e erros experimentais. São Carlos, SP: EdUFSCar, 2014.

TOMAZ, P. **Aproveitamento de água de chuva para áreas urbanas e fins não potáveis.** 4. ed. São Paulo: Navegar Editora, 2011.

TSUTIYA, M. T. **Abastecimento de água.** 4. ed. São Paulo: Departamento de Engenharia Hidráulica e Sanitária da Escola Politécnica da Universidade de São Paulo, 2014. 643 p.

TSUTIYA, M. T.; SOBRINHO, P. A. **Coleta e transporte de esgoto sanitário.** São Paulo: Departamento de Engenharia Hidráulica e Sanitária da Escola Politécnica da Universidade de São Paulo, 2014. 548 p.

VERÓL, A. P.; VAZQUEZ, E. G.; MIGUEZ, M. G. **Sistemas prediais hidráulicos e sanitários:** projetos práticos e sustentáveis. Rio de Janeiro: Elsevier, 2019.

VOGUEL, R. M.; FENNESSEY, N. M. Flow duration curves. II: A review of applications in water resources planning. **Water Resources Bulletin**, v. 31, n. 6, p. 1029-1039, Dec. 1995. DOI: [10.1111/j.1752-1688.1995.tb03419.x](https://doi.org/10.1111/j.1752-1688.1995.tb03419.x).

## Capítulo 4

# Interpretação de análises de qualidade da água de propriedades de produção pecuária

João Luis dos Santos

## Introdução

A qualidade da água utilizada na pecuária é um tema que tem ocupado lugar nos eventos e nas empresas, que, a cada ano, buscam aperfeiçoar o manejo produtivo associado à mitigação dos impactos ambientais sobre os recursos hídricos. A preocupação com o tema é reflexo da profissionalização no setor produtivo, que busca por meio de tecnificação e aprimoramento, seja no manejo, seja na nutrição ou na genética, superar os índices, a produção e a produtividade.

Embora percebida como um recurso fundamental para a produção, a água sempre foi deixada à margem das discussões em eventos setoriais técnicos da cadeia produtiva ou mesmo nas salas de aula, e agora o setor busca recuperar a “água perdida”.

Sobre esse tema, a proposta não é discutir como se obter água, mas a qualidade da água que temos e quando a temos. Ter água não é a solução, ao contrário, a água pode ser a maior causa dos problemas que

enfrentamos. A grande questão é o tipo de água que temos disponível e se ela atende, em qualidade, as necessidades para as quais está sendo aplicada.

Parece óbvia a frase que diz: “o que não pode ser medido não pode ser avaliado”. No entanto, a frase poderia ser elaborada de outra forma: “o que não é analisado não pode ser avaliado”. O impacto, positivo ou negativo, que a água pode causar em cada sistema de produção não será conhecido sem que esse recurso seja analisado e tenha seus resultados interpretados.

A presença de determinados componentes na água pode gerar prejuízos que são percebidos como tal pelo simples fato de não serem analisados, avaliados e medidos, por isso são entendidos e tratados como problemas comuns no dia a dia ou até mesmo tratados com medicamentos. Por sua vez, alguns componentes poderiam ser benéficos e desconhecidos por produtor e técnicos.

Sistemas pecuários que priorizam a alta performance e avaliam ganhos ou perdas em gramas, e até em miligramas, não podem ignorar o impacto da água no desempenho, na produção e na produtividade. A perda de um grama a cada quilo produzido pode ser insignificante para um pequeno produtor, mas ter alto impacto para a indústria. Com base em uma produção anual total de leite de 35 milhões de toneladas, a perda seria de 35 mil quilogramas. Para 13 milhões de toneladas de frango, a perda seria de 13 mil quilogramas.

Entretanto, as perdas não se limitam a isso, pois essa é apenas uma das dimensões desse tema. A água pode ocasionar prejuízos que vão muito além de  $1 \text{ g kg}^{-1}$  ou que podem não estar relacionadas à produção e à produtividade. Há ainda outras questões, como o uso de medicamentos que poderiam ser evitados, a morte de animais, a preservação e a manutenção de instalações, ou seja, os custos que impactam os resultados da produção e raramente são medidos e calculados.

Segundo o portal DBO<sup>1</sup> (16/1/2020), o ano de 2019 fechou com alta de 2,65% nos custos de produção do leite. Os principais componentes que contribuíram para a alta nos custos foram a mão de obra, com aumento de 4,44%, os adubos e corretivos (2,66%), o concentrado (1,46%) e a suplementação mineral (1,45%). A valorização do dólar ante o real foi um dos destaques em 2019. Num cenário onde tantos fatores podem contribuir negativamente para o resultado, conhecer a água e implementar as operações necessárias certamente contribuirá para conhecer e corrigir perdas, transformando-as em lucro ou reduzindo prejuízos.

O entendimento sobre o que é água de qualidade para a pecuária sempre causa confusões e interpretações controversas. A pretensão a seguir é harmonizar os conceitos e esclarecer os pontos fundamentais quanto à qualidade, coleta, análise e interpretação de resultados relacionados à água em propriedades de produção pecuária. A interpretação da qualidade da água na pecuária deve ser fundamentada na tolerância, na necessidade e nos impactos que essa medida pode causar em toda a cadeia de produção.

## A qualidade da água

É impossível falar de qualidade da água sem associá-la ao termo “potável”. Em textos científicos, normas e legislações do setor pecuário, não é raro encontrar a expressão “padrão de potabilidade”, direta ou indiretamente, quando se faz referência à qualidade da água.

A Instrução Normativa nº 56 de 4 de dezembro de 2007 (Brasil, 2007, grifo do autor), no Capítulo II, que trata do registro dos estabelecimentos avícolas, orienta que o proprietário deve apresentar

---

<sup>1</sup> Portal DBO. Disponível em: <https://www.portaldbo.com.br/pecuaria-brasileira-registra-a-maior-produtividade-da-historia-2/>.

documento comprobatório da qualidade microbiológica, física e química da água de consumo, **conforme padrões da vigilância sanitária**, ou atestado da utilização de fornecimento de água oriunda de **serviços públicos de abastecimento de água**.

Tanto na expressão “conforme padrões da vigilância sanitária”, quanto em “oriunda de serviços públicos de abastecimento de água”, fica implícito que essa água seria potável, visto que a Agência Nacional de Vigilância Sanitária (Anvisa), órgão ligado ao Ministério da Saúde, é responsável por fiscalizar o consumo humano da água, ou seja, trata-se de água potável.

No setor de suínos, o texto parece mais brando, no entanto causa mais confusão: “Utilizar **água de fonte conhecida**, que não seja de cursos naturais, para o abastecimento da granja, com reservatórios protegidos, limpos e desinfetados, no mínimo, a cada seis meses” (Brasil, 2002). Não podem ser de cursos naturais, mas devem ser de origem e qualidade conhecida.

A Instrução Normativa nº 77, de 26 de novembro de 2018 (Brasil, 2018, grifo do autor), no art. 9º, apenas menciona que o plano de qualificação deve contemplar a qualidade da água, mas o item 4.5 do *Guia Orientativo para Elaboração do Plano de Qualificação e Fornecedores de Leite – PQFL<sup>2</sup>* dá a seguinte orientação:

Objetivando o suprimento de água de boa qualidade para os animais e para a higienização dos equipamentos, devem ser estabelecidos **procedimentos que visem à adequada proteção e captação das fontes naturais e higienização dos reservatórios**. Para a água destinada à higienização de equipamentos, procedimentos de **cloração e monitoramento devem ser estabelecidos**.

A higienização de reservatórios e o procedimento de cloração resultam em água de alto padrão de qualidade.

---

<sup>2</sup> Disponível em: <https://www.gov.br/agricultura/pt-br/assuntos/producao-animal/arquivos-publicacoes-bem-estar-animal/guia-orientativo-para-elaboracao-do-pqfl>.

O Decreto nº 9.013, de 29 de março de 2017 (Brasil, 2017a), que dispõe sobre a inspeção industrial e sanitária de produtos de origem animal, define, no art. 6º, inciso I, que a inspeção e a fiscalização de que trata o decreto serão realizadas “**nas propriedades rurais** fornecedoras de matérias-primas destinadas à manipulação ou ao processamento de produtos de origem animal”.

Posteriormente, o Memorando nº 26/2017<sup>3</sup> do Ministério da Agricultura, Pecuária e Abastecimento (Mapa) tratou de regulamentar a fiscalização de água de abastecimento em estabelecimentos registrados no Departamento de Inspeção de Produtos de Origem Animal (Dipoa) ou nas Superintendências Federais de Agricultura (SFA). Esse memorando define que a Portaria nº 2.914, de 12 de dezembro de 2011 (Brasil, 2011) é a que dispõe sobre os procedimentos de controle e de vigilância da qualidade da água para consumo humano e seu padrão de potabilidade. O Decreto nº 9.013/2017, que pretende regulamentar e harmonizar os serviços de inspeção por meio do Memorando nº 26/2017, orienta seguir o padrão da Portaria nº 2.914/2011, atual Portaria de Consolidação (PRC) nº 5, Anexo XX, inclusive em propriedades rurais fornecedoras de matéria-prima, ou seja, granjas de aves, suínos e leite, por exemplo. Mais uma vez o padrão de qualidade é associado ao padrão de potabilidade.

Em 2015, o Ministério da Saúde iniciou o processo de revisão da Portaria nº 2.914/2011 (Brasil, 2011), vigente à época, por meio de coleta de contribuições fundamentadas e da contratação de pesquisas para auxiliar as discussões. Para tanto foi formada uma equipe representada por 34 entidades nacionais e internacionais de diversos seguimentos e especialidades, a fim de que fosse realizada uma avaliação crítica do conteúdo da norma. Aberta para consulta pública até 4 de abril de 2020, a revisão da PRC nº 5 – Anexo XX tem algumas alterações consideráveis no texto, as quais merecem atenção, tais como: exclusão de bactérias heterotróficas,

---

<sup>3</sup> Disponível em: [http://www2.akso.com.br/emailmktg/03\\_08\\_17/memorando\\_mapa.pdf](http://www2.akso.com.br/emailmktg/03_08_17/memorando_mapa.pdf).

maior atenção a cianotoxinas, significativa redução na dureza e nos sólidos dissolvidos totais, além da inclusão de muitos outros parâmetros.

Esse é o panorama desta discussão sobre avaliação da qualidade da água na pecuária. Normas e regulamentos de setores produtivos não são explícitos quanto à qualidade a ser adotada, não explicam por que esse ou aquele índice de qualidade deve ser aceito, não alertam para os riscos ou perigos em não atender esse padrão, exceto eventualmente determinam uma punição por não o fazer.

Obviamente muitos profissionais do setor, produtores, técnicos ou pesquisadores questionam o alto nível de exigência quanto a esse padrão de potabilidade. Por isso é necessário harmonizar esses conceitos e ter uma definição clara dos limites aceitáveis que levam em conta a tolerância, a necessidade e os impactos que essa possa causar em toda a cadeia de produção.

## **A qualidade da água e a pecuária**

No Brasil, a cultura da abundância não contribuiu para a valoração dos recursos hídricos como um bem, um patrimônio a ser gerenciado. Hoje poucas empresas entendem a água como um insumo essencial para seu processo produtivo. Entre as que entendem, o ponto central da preocupação é a quantidade de água sem a percepção dos impactos de sua qualidade.

Tanji e Kielen (2002) alertam que a água altamente salina ou a água que contém elementos tóxicos podem representar perigo para a saúde animal ou até mesmo tornar o leite ou a carne imprópria para consumo. Num país continental como o Brasil, com cinco tipos de biomas, a variação da qualidade da água torna a definição de um padrão de qualidade para a pecuária um desafio monumental.

A equipe que revisou a PRC nº 5 – Anexo XX reconheceu esse desafio dentro do seu âmbito ao declarar no relatório final dos trabalhos, em que pese o fato de os estudos sobre ocorrência em água tratada demonstrarem alguns dados na mesma ordem de grandeza ou até mesmo acima dos valores-guia, é preciso ter em mente que a Portaria tem vigência nacional e deve considerar fatores regionais/locais. Vale lembrar que, para a análise desses compostos em água, são necessários métodos analíticos avançados e onerosos, que demandarão tempo para implementação e validação nos laboratórios do País.

A água proveniente de poços em regiões áridas e semiáridas é, geralmente, caracterizada por altos níveis de sais (ou águas salobras), chegando a ser recusada pelos animais.

Regiões tropicais e subtropicais são caracterizadas por grande oferta de águas superficiais que sofrem forte impacto das atividades antrópicas regionais. Nesse ambiente, as águas subterrâneas são na grande maioria das vezes muito boas, mas, em algumas regiões, podem apresentar problemas de excesso de ferro e manganês, como no Quadrilátero Ferrífero, MG, na Serra do Carajás, PA, e no Maciço do Urucum, MT. Problemas com a dureza ou alcalinidade elevada ocorrem nas regiões calcárias, como no leste do Paraná, na bacia calcária de São José de Itaboraí, RJ, ou em São Paulo, do Vale do Ribeira ao Vale do Paraíba até Araraquara e Mococa, apenas para citar alguns exemplos. Entretanto, esses problemas não ficam restritos a essas regiões, podendo ser encontrados nos lugares menos esperados.

Para determinar a viabilidade ou não do uso da água, ou a necessidade de tratamento, antes é necessário estabelecer, com base em fundamentos concretos, que índice de qualidade da água deve ser aceito, de modo que haja incremento na produção e na produtividade, sem onerar os custos.

Segundo German et al. (2008), na pecuária leiteira, a água rica em sal causa distúrbios fisiológicos ou até a morte de animais. O principal efeito relatado é a depressão do apetite, que geralmente é causada por um



desequilíbrio da água. A Tabela 1 traz a quantidade de sal solúvel na água e sua avaliação de uso para gado e aves. Os autores também afirmam que outro exemplo comum é a água que contém alto nível de magnésio, que é conhecido por causar hemorragias e diarreia.

Os sólidos totais dissolvidos (STD) são a soma de matéria inorgânica dissolvida na água. A salinidade é calculada pelo teor de STD, entre os quais estão geralmente o cálcio, o magnésio e o sódio na forma de bicarbonato, o cloreto ou sulfato, com traços de ferro, o manganês e outras substâncias. Se as concentrações de STD forem altas, é necessário realizar mais testes para determinar contaminantes específicos.

**Tabela 1.** Guia para o uso de água salina para gado e aves.

Teor solúvel (mg L <sup>-1</sup> )	Avaliação	Uso
< 1.000	Excelente	Excelente para todas as classes de gado e aves
1.000–3.000	Muito satisfatório	Satisfatória para todas as classes de gado. Pode causar diarreia leve temporária no gado não acostumado aos teores de sais na água ou água salina. Aquelas águas que se aproximam dos limites superiores podem causar alguns excrementos aquosos nas aves
3.000–5.000	Satisfatório para o gado Inadequado para aves	Satisfatória para o gado, mas pode ser recusada por animais não acostumados. Se os sais de sulfato predominarem, os animais podem apresentar diarreia temporária. Água ruim para aves, frequentemente causando fezes aquosas, aumento da mortalidade e diminuição do crescimento, especialmente em perus
5.000–7.000	Uso limitado para gado Inadequado para aves	Pode ser usada para animais, exceto para as fêmeas prenhes ou que estejam amamentando. Pode ter algum efeito laxante e pode ser recusada pelos animais até que eles se acostumem. Não é satisfatória para aves
7.000–10.000	Uso muito limitado	Risco considerável para vacas prenhes e lactantes, cavalos, ovelhas e para os jovens dessas espécies. Pode ser usada em ruminantes ou cavalos mais velhos. Inadequada para aves e suínos
> 10.000	Não recomendado	Insatisfatória para todas as classes de gado e aves

Fonte: German et al. (2008).

Em um estudo, a National Academy of Sciences (NAS) (1972 e 1974) orientou diretrizes sobre o nível seguro de muitos elementos tóxicos na água potável para o gado. Essa diretrizes têm uma ampla margem de segurança e são baseadas em quantidades normalmente encontradas em águas superficiais e subterrâneas utilizáveis, não sendo necessariamente os limites da tolerância animal.

O mesmo estudo discute ainda que a concentração segura dessas substâncias depende de muitos fatores, como a quantidade de água consumida, o peso do animal e a alimentação, por exemplo. O balanço nutricional com base na constituição mineral da água já é recomendado e utilizado por alguns produtores.

Na Tabela 2, além dos limites orientados pela NAS, encontram-se os níveis de contaminação na dessedentação animal definidos por University of Minnesota Extension Division (UME), Canadian Water Quality Guidelines (CCME), National Research Council (NRC), Resolução nº 357 do Conselho Nacional do Meio Ambiente (Conama) e Resolução nº 396 do Conama.

Cabe esclarecer que os parâmetros selecionados não refletem uma recomendação para análise, mas são apenas aqueles que aparecem mais comumente em todas as normas. Algumas exceções em relação a parâmetros, pelo potencial de problemas que podem ocasionar, merecem mais atenção.

Ainda, a Tabela 2 não contém a totalidade dos parâmetros das Resoluções do Conama, mas apenas os que eram comuns a outras normas. Observa-se que alguns parâmetros têm uma variação de recomendação, enquanto outros parecem ter sido acordados. Obviamente, cada recomendação baseia-se em estudos localizados e levam em conta a tolerância, a necessidade e os impactos que cada parâmetro pode atribuir no sistema produtivo.

As Resoluções do Conama nº 357 e 396 (Brasil, 2005, 2008) são legislações ambientais, seu objetivo é classificar os corpos de água e dar diretrizes ambientais para o seu enquadramento. Não deve ser entendida

**Tabela 2.** Níveis de contaminação na dessedentação animal (mg L<sup>-1</sup>)<sup>(1)</sup>.

Parâmetro	NAS	UME	CCME	NRC 2001 <sup>(2)</sup>	PRC nº 5 Anexo XX	Conama nº 357 Classe 3	Conama nº 396
Parâmetros microbiológicos							
Coliformes termotolerantes	–	–	–	1-10/100 mL	Ausente	1.000/100 mL	200/100 mL
<i>Escherichia coli</i>	–	–	–	–	Ausente	–	200/100 mL
Cianobactérias	–	–	–	–	–	50.000 células por mililitro	–
Parâmetros inorgânicos							
Alcalinidade	–	2.000	–	500	–	–	–
Alumínio	5,0	5,0	5,0	0,5	0,2	0,2 (dissolvido)	5,0
Arsênico	0,2	0,2	0,025	0,05	0,01	0,033	0,2
Berílio	0,1	–	0,1	–	–	0,1	0,1
Bário	–	–	–	–	0,7	1,0	–
Boro	5,0	5,0	5,0	5,0	–	0,75	0,5
Cádmio	0,1	0,05	0,08	0,005	0,003	0,01	0,05
Cloretos	–	–	–	–	–	250	–
Cromo	1,0	1,0	0,05	0,1	0,05	0,05	1,0
Cobalto	1,0	1,0	1,0	1,0	–	0,2	1,0
Cobre	0,5	0,5	0,5 a 5,0	1,0	2,0	0,013 (dissolvido)	0,5
Dureza	–	–	–	–	250	–	–
Fluoreto	2,0	2,0	1,0 a 2,0	2,0	1,5	1,4	2,0
Ferro	–	–	–	0,3	0,3	5,0 (dissolvido)	–
Chumbo	0,1	0,05	0,1	0,015	0,01	0,033	0,1

Continua...

**Tabela 2.** Continuação.

Parâmetro	NAS	UME	CCME	NRC 2001 <sup>(2)</sup>	PRC nº 5 Anexo XX	Conama nº 357 Classe 3	Conama nº 396
Manganês	0,1	–	–	0,05	0,1	0,5	0,05
Mercúrio	0,001	0,01	0,003	0,01	0,001	0,002	0,01
Nitrato	100,0	100	100	–	10,0	10	90
Nitrito	10,0	10	10	–	1,0	1	10
Selênio	0,1	–	–	0,05	0,04	0,05	0,05
Sólidos totais dissolvidos	Tab1	Tab1	Tab1	Tab1	500	500	–
Sulfatos	–	–	1.000	1,0	250	250	1.000
Sulfito	–	–	–	<1,0	–	0,3	–
Vanádio	0,1	0,1	0,1	0,1	–	0,1	0,1
Zinco	24	24	50	5,0	5,0	5,0	24

<sup>(1)</sup>National Academy of Sciences (NAS), University of Minnesota Extension Division (UME), Canadian Water Quality Guidelines (CCME), National Research Council (NRC), Portaria de Consolidação (PRC), Conselho Nacional do Meio Ambiente (Conama).

<sup>(2)</sup>Veja comentários na norma.

– = não há valores atribuídos para esses parâmetros nessas normas ou instruções.

como uma norma de padrão de qualidade de água para dessedentação animal como são as demais diretrizes comparativas da Tabela 2.

Uma evidência de que o Conama não tem intenção de estabelecer padrão de qualidade de água para o consumo animal é encontrada na Resolução nº 396, de 3 de abril de 2008 (Brasil, 2008), que dispõe sobre a classificação e as diretrizes ambientais para o enquadramento das águas subterrâneas (embora tenha uma tabela com limites estabelecidos para dessedentação animal) e descreve o seguinte no Capítulo VI, art. 35: “Deverão ser fomentados estudos para definição de Valores Máximos

Permitidos que reflitam as condições nacionais, especialmente para des-sedentação de animais e irrigação”.

A PRC nº 5 – Anexo XX estava em revisão e os dados apresentados na Tabela 2 foram coletados da minuta que estava aberta para consulta pública na data em que esse texto foi escrito. Os índices de dureza e sólidos totais dissolvidos foram reduzidos pela metade na proposta da nova portaria de potabilidade.

O primeiro passo para estabelecer um padrão de qualidade que contribua para o desempenho, a produção e a produtividade é conhecer a água. Para isso, a análise periódica e a compilação de dados tornam-se necessárias. O ideal seria a realização de uma análise em cada estação do ano, a fim de verificar as variações em períodos secos, chuvosos, períodos de cultivo, antes e depois de colheitas e outras variações que ocorrem na região e que possam afetar a qualidade da água.

### **A qualidade da água e o desempenho de aves, suínos e bovinos**

A interpretação dos resultados da análise de qualidade da água é complicada não por causa da complexidade de entendimento e avaliação dos dados, mas porque, ao olhar para os dados, é necessário que alguns fatores sejam considerados antes que seja feita uma recomendação específica.

Nitratos acima de 300 ppm são tóxicos para bovinos. Uma análise que apresente resultado de 200 ppm de nitratos então poderia ser interpretada como boa para o consumo. Mas a avaliação deve levar em conta a quantidade de nitrato ingerido pelo animal na dieta e corrigir, se necessário, na alimentação ou fornecer outra água com menos nitrato.

Segue uma lista resumida de estudos em que são apresentados alguns elementos que, acima de determinado limite, podem ser prejudiciais à saúde animal. Destaca-se que esses elementos podem ser facilmente encontrados em suplementos administrados aos animais. A presença e os impactos de alguns desses elementos são comentados por Sallenave (2016):

- a) **Cobre:** Em combinação com o fósforo, o cobre desempenha papel importante no desenvolvimento ósseo. Os ruminantes são mais suscetíveis à toxicidade do cobre. Problemas com o cobre podem ocorrer quando o molibdênio é excessivo ou deficiente. Peterson (2000) recomenda baixar os níveis na dieta de bovinos quando for fornecido como suplemento e quando a água contiver  $1,0 \text{ mg L}^{-1}$ .
- b) **Cádmio:** O cádmio é considerado muito tóxico. Altos níveis na dieta das aves domésticas fizeram com que a produção de ovos parasse. Em animais jovens, o aumento da ingestão dietética de cádmio pode causar anemia. Problemas reprodutivos relacionados ao cádmio foram observados em bovinos.
- c) **Boro:** Há pouca informação científica sobre a ingestão de boro pelos bovinos. Sabe-se que uma taxa de crescimento mais lenta é um dos efeitos do excesso de boro na água dos animais. Níveis mais altos ( $150 \text{ mg L}^{-1}$ – $300 \text{ mg L}^{-1}$ ) podem causar inflamação e edema nas pernas do gado, com subsequente perda de peso. Para Peterson (2000), o nível de segurança é de  $40 \text{ mg L}^{-1}$ .
- d) **Zinco:** Todos os animais requerem níveis adequados de zinco na dieta para crescerem e se desenvolverem normalmente. Níveis de  $40 \text{ mg L}^{-1}$  a  $100 \text{ mg L}^{-1}$  de zinco na dieta são normais. Mas Peterson (2000) alega que, em níveis elevados, pode ser tóxico. Com  $20 \text{ mg L}^{-1}$ , a flora do rúmen no gado foi afetada e a digestão da celulose foi reduzida.
- e) **Selênio:** Não costuma ser um problema; no entanto, em excesso pode causar perda da visão, perda de crina e cauda em cavalos, troca de pelos no gado e pelos no corpo de suínos. Os animais podem se recuperar rapidamente se removidos da fonte de água contaminada.

f) Os níveis de sulfato para bovinos são os seguintes:

- Menos de 500 mg L<sup>-1</sup> – Considerado seguro para todas as idades e tipos de gado.
- 500 mg L<sup>-1</sup> a 1.499 mg L<sup>-1</sup> – Geralmente seguro. O consumo pode começar a ser reduzido. Pode diminuir o desempenho do gado confinado.
- 1.500 mg L<sup>-1</sup> a 2.999 mg L<sup>-1</sup> – Não recomendado. Pode causar, temporariamente diarreia. Considerado ruim para gado confinado durante o tempo quente. Casos esporádicos de poliomielite podem ser detectados em gado confinado. O desempenho pode ser reduzido.
- 3.000 mg L<sup>-1</sup> a 4.000 mg L<sup>-1</sup> – Água ruim. Não recomendado para uso em vacas ou gado gestantes ou lactantes em confinamento. Casos esporádicos de poliomielite são prováveis, especialmente em gado confinado. O desempenho de pastejo do gado pode ser afetado.
- Mais de 4.000 mg L<sup>-1</sup> – Perigoso. Problemas de saúde e redução substancial no desempenho são esperados.

Segundo Peterson (2000), o sulfato interage no metabolismo do cobre na maioria dos animais. O alto consumo de água com sulfato geralmente requer alterações na mistura mineral fornecida aos animais. Sulfatos aumentam a disponibilidade de cobre e diminui a de outros minerais.

Outros possíveis problemas são discutidos no estudo publicado por Husbandry (2000):

- A saúde do suíno não é afetada por pH menor que 6,5 (ácido) ou maior que 8,5 (básico), mas pode causar corrosão no sistema de água, levando à contaminação da água com metais como ferro, cobre, chumbo e cádmio. Além disso, o pH pode afetar alguns tratamentos de água. Por exemplo, a cloração da água é

prejudicada em pH alcalino, e alguns medicamentos administrados através da água podem não ser solúveis acima ou abaixo de determinado pH. O pH ácido pode causar acidose em bovinos, e o alcalino a alcalose, mas podem ser corrigidos na dieta.

- A água é considerada macia se a dureza for menor que 60 ppm, dura entre 120 ppm e 180 ppm e muito dura acima de 180 ppm. A água dura pode causar problemas devido ao acúmulo de incrustações no sistema de distribuição de água. Além disso, certos medicamentos podem ser inativados por altos níveis de cálcio, magnésio e ferro. No entanto, a dureza da água não é um problema para a saúde e o desempenho.
- Níveis de cloreto na água acima de 250 ppm–500 ppm podem causar um sabor de água salobra, o que pode resultar em baixa ingestão de água principalmente em suínos, vacas e gado de corte.
- Os suínos são relativamente tolerantes a nitratos e nitritos. Nitratos podem ser convertidos em nitritos mais tóxicos, que podem se ligar à hemoglobina no sangue e prejudicar a capacidade de transporte de oxigênio no sangue. Níveis de 300 ppm de nitrato e 10 ppm de nitrito podem ser suficientes para causar toxicidade em suínos, bovinos e aves.

Peterson (2000) relaciona em seu trabalho mais de 30 elementos e seus possíveis riscos à saúde animal.

A maior parte das doenças que podem afetar o desempenho do gado e de outros animais são transmitidas pela água contaminada e podem variar desde infecções por *Giardia*, *Cryptosporidium*, *Trichostrongylus*, *Nematodirus* spp. ou por coliformes como *Escherichia coli*, até outras bactérias como a *Salmonella* e *Clostridium*.

O controle da contaminação microbiológica de reservatórios como lagoas e açudes está longe de ser uma grande preocupação. A formação de



algas azuis ou cianobactérias durante o verão requer atenção, especialmente se o gado ingere ou recebe água diretamente desses reservatórios. A maioria dessas algas contém neurotoxinas ou hepatotoxinas. Um bezerro de 100 kg precisa consumir apenas 1 L dessa água para morrer.

Estabelecer um padrão dentro de limites adequados à realidade econômica e geográfica, mas que contribuam para melhores resultados, deve ser uma busca incessante quando o tema é qualidade da água. A totalidade dos estudos encontrados, alguns dos quais foram citados aqui, não define uma recomendação específica, apenas aponta a realidade local e os problemas enfrentados, dando orientação sobre cuidados locais e personalizados.

Cada água tem um DNA ou uma digital exclusiva. Mesmo propriedades vizinhas podem ter águas muito diferentes. Por isso, combinar a nutrição animal com o que a água já oferece de minerais pode ser uma opção a ser considerada no que se refere aos impactos que se originam na composição química da água. Na questão microbiológica, medidas como conservação de fontes livres de contaminação externa, filtragem e cloração devem resolver mais de 80% de todas as possíveis contaminações.

## **Coleta, análise e interpretações da qualidade**

Os parâmetros a serem analisados devem ser orientados de acordo com a fonte de água, tipo de criação, localização e os usos da água. Mananciais superficiais e subterrâneos sofrem diferentes interferências locais. Diferentes espécies têm tolerâncias e necessidades variadas. Um produtor numa área de intensa produção agrícola está susceptível a contaminações que não são encontradas em áreas de mata predominante ou mesmo próximo a áreas urbanas.

A água de limpeza e higienização deve sempre ter qualidade superior à de outras águas. Bactérias comuns, ambientais, como as do grupo coliforme, duplicam a população a cada 20–30 minutos quando em ambiente

com alimento e temperatura acima de 13 °C. Uma única gota de água contaminada pode conter mais de 1 milhão de bactérias e seria suficiente para contaminar 1 L de leite após uma hora com 4 milhões de unidades formadoras de colônias.

Inicialmente, para conhecer a água disponível e as possíveis interferências conforme a sazonalidade, o ideal seria realizar uma análise da água bruta em cada estação conforme o escopo indicado no Conama para águas superficiais e subterrâneas. Para águas superficiais, deve ser utilizada a classificação determinada na Resolução Conama nº 357, de 17 de março de 2005 (Brasil, 2005), que define que águas da classe 3 podem ser destinadas à dessedentação de animais. Para águas subterrâneas, devem ser utilizados os parâmetros da Resolução Conama nº 396, de 3 de abril de 2008 (Brasil, 2008), definidos para dessedentação de animais.

Ressalta-se que, ao analisar a água e comparar com as normas mencionadas anteriormente, mesmo que seus laudos sejam aprovados, ou seja, que atendam os padrões de qualidade quando comparados com essas normas, isso não quer dizer que essa água seja apropriada para o consumo animal, podendo necessitar de algum tipo de ajuste como filtração e cloração, caso típico da contaminação microbiológica.

Para usos considerados nobres – como em processos de higienização de limpeza, na dessedentação de bezerros ou de animais que exigem alta performance em baixo tempo, como aves e suínos, e, obviamente, para consumo humano –, recomenda-se que a água tratada seja analisada e comparada com as determinações da PCR nº 5 – Anexo XX (em revisão nesta data) (Brasil, 2017b).

Nesse caso, considerando que tenha sido realizada a análise da água bruta, bem como seu tratamento, e que esteja adequada para uso conforme a necessidade, sua qualidade deve ser monitorada segundo os anexos propostos:

- PRC nº 5, de 28 de setembro de 2017, Anexo 1 do Anexo XX – Microbiologia.

- PRC nº 5, de 28 de setembro de 2017, Anexo 7 do Anexo XX – Desinfetantes e Produtos Secundários da Desinfecção.
- PRC nº 5, de 28 de setembro de 2017, Anexo 10 do Anexo XX – Características Organolépticas.

Entretanto, se a água bruta apresentou elevados valores e contaminantes inorgânicos ou orgânicos, é necessário solicitar a orientação de um especialista a respeito do que deve ser analisado.

Ressalta-se que o fato de eventualmente algum parâmetro estar fora dos valores máximos permitidos nas normas não quer dizer que a água esteja reprovada. É necessário conhecer a tolerância, a necessidade e os impactos que a água pode causar em toda a cadeia de produção. Portanto, essas normas estão indicadas não como restrição ao uso, mas apenas como diretriz para monitoramento da água.

O produtor deve realizar, a cada mês, uma análise resumida e simplificada da água utilizada na dessedentação animal. Nesse caso, os parâmetros a serem analisados devem levar em conta todo o cenário já discutido, como a necessidade e o balanço dietético, a tolerância da espécie animal, a realidade econômica do produtor e os resultados da água bruta analisada. Basicamente, os parâmetros que devem ser analisados estão listados na Tabela 2, podendo ser acrescentado ou removido algum parâmetro. Cabe informar que a remoção de parâmetros nem sempre reduz o valor da análise, porque, em muitos casos, todos os parâmetros daquele grupo, como, por exemplo, os metais, exceto mercúrio e cromo, serão analisados dentro do mesmo tempo e método analítico, independentemente de quantos metais estejam contidos na amostra ou quantos o cliente tenha solicitado para análise. No fim, todos os metais presentes serão detectados e analisados.

Laboratórios fornecem o serviço de coletas, que são realizadas por pessoa habilitada e experiente para tal. Caso o solicitante queira realizar a coleta, há uma série de informações a respeito das quais ele precisa estar ciente. Por exemplo, as análises de campo precisam ser realizadas em

campo por quem coleta ou excluídas do escopo de análises. Entretanto, essa exclusão pode prejudicar a avaliação final. É o caso do pH, do oxigênio dissolvido ou do cloro livre, que são análises de campo de fundamental importância quando cruzadas com outras análises.

Ressalta-se ainda que algumas análises têm tempo analítico após a coleta, ou seja, precisam ocorrer dentro de determinado tempo para não oferecer falso resultado positivo ou negativo, como ocorre na microbiologia (24 horas) e na demanda bioquímica de oxigênio (DBO – 48 horas). Também algumas amostras necessitam de preservantes ácidos ou alcalinos, e todas devem ser transportadas refrigeradas a menos de 10 °C. O laboratório pode fornecer todo o material para a coleta, com os frascos adequados e esterilizados se o solicitante julgar que pode cumprir todas as demais exigências.

A interpretação das análises que o laboratório fornece apenas expressa se a amostra está em acordo ou desacordo com a norma a que foi comparada, como no exemplo a seguir:

Interpretações e opiniões: os parâmetros avaliados apresentaram-se em acordo com os valores estabelecidos na Portaria de Consolidação nº 5, de 28 de setembro de 2017, Anexo XX.

Laboratórios comerciais que atendem as exigências da Norma ISO 17.025-2017 do Inmetro são altamente equipados e capacitados para tais análises. Assim, o que o solicitante precisa saber é se o laboratório faz 100% do escopo ou se terá que terceirizar, o que aumenta o custo. Nesse caso, é melhor encontrar um laboratório que faça 100% dos ensaios. Laboratórios não comerciais ou não acreditados pelo Inmetro raramente conseguem realizar todas as análises do escopo sugerido, porém a grande questão é saber qual é o nível de exigência de precisão dos resultados e se o laboratório selecionado analisa os parâmetros minimamente necessários com segurança, ou seja, se o custo de realizar nesse ou naquele laboratório oferece tão grande vantagem.

## Considerações finais

Produzir sem conhecer a água e os efeitos positivos ou negativos que ela oferece é o mesmo que concordar com a afirmação de que não se pode medir aquilo que não pode ser avaliado; e, com base nisso, nunca realizar a medição necessária.

Em uma situação hipotética, em que seja possível economizar ou aumentar determinada produção em R\$ 0,01 por quilograma, imagine que esse aumento ou economia estivesse relacionado ao uso da água, mas que isso fosse um fato desconhecido. Considere se valeria a pena mudar o paradigma de que água é apenas água. Não se trata apenas de “águas ruins” que tragam prejuízos, mas “águas boas” que podem trazer benefícios e contribuir para a reposição mineral, mas que, por desconhecimento, não estão sendo corretamente utilizadas.

Analisar e interpretar a água, além de conhecer sua tolerância, necessidade e seus impactos sobre toda a cadeia de produção, é essencial para o uso correto desse insumo que, por tantos anos, foi ignorado e agora pode ser o recurso que fará a diferença nos lucros da produção pecuária.

## Referências

BRASIL. Decreto nº 9.013, de 29 de março de 2017a. Regulamenta a Lei nº 1.283, de 18 de dezembro de 1950, e a Lei nº 7.889, de 23 de novembro de 1989, que dispõem sobre a inspeção industrial e sanitária de produtos de origem animal.

**Diário Oficial da União**, 30 mar. 2017a. Seção 1, p. 3.

BRASIL. Ministério da Agricultura, Pecuária e Abastecimento. Instrução Normativa nº 19, de 15 de fevereiro de 2002. Aprovar as Normas a serem cumpridas para a Certificação de Granjas de Reprodutores Suídeos. **Diário Oficial da União**, 1 mar. 2002. Seção 1.

BRASIL. Ministério da Agricultura, Pecuária e Abastecimento. Instrução Normativa nº 56, de 4 de dezembro de 2007. Estabelece os procedimentos para registro, fiscalização e controle de estabelecimentos avícolas de reprodução e comerciais. **Diário Oficial da União**, 6 dez. 2007. Seção 1, p. 11

BRASIL. Ministério da Agricultura, Pecuária e Abastecimento. Instrução Normativa nº 77, de 26 de novembro de 2018. **Diário Oficial da União**, 30 nov. 2018. Edição 230. Seção 1, p. 10. Disponível em: [https://www.in.gov.br/materia/-/asset\\_publisher/Kujrw0TZC2Mb/content/id/52750141/do1-2018-11-30-instrucao-normativa-n-77-de-26-de-novembro-de-2018-52749887](https://www.in.gov.br/materia/-/asset_publisher/Kujrw0TZC2Mb/content/id/52750141/do1-2018-11-30-instrucao-normativa-n-77-de-26-de-novembro-de-2018-52749887). Acesso em: 20 ago. 2019.

BRASIL. Ministério da Saúde. Portaria nº 2.914, de 12 de dezembro de 2011. Dispõe sobre os procedimentos de controle e de vigilância da qualidade da água para consumo humano e seu padrão de potabilidade. **Diário Oficial da União**, 13 dez. 2011. Seção 1, p. 39/46.

BRASIL. Ministério do Meio Ambiente. Resolução Conama nº 357, de 17 de março de 2005. Dispõe sobre a classificação dos corpos de água e diretrizes ambientais para o seu enquadramento, bem como estabelece as condições e padrões de lançamento de efluentes, e dá outras providências. **Diário Oficial da União**, nº 053, de 18 mar. 2005. Seção 1, p. 58-63.

BRASIL. Ministério do Meio Ambiente. Resolução Conama nº 396, de 3 de abril de 2008. Dispõe sobre a classificação e diretrizes ambientais para o enquadramento das águas subterrâneas e dá outras providências. **Diário Oficial da União**, nº 66, de 7 abr. 2008. Seção 1, p. 64-68.

GERMAN, D.; THIEX, N.; WRIGHT, C. Interpretation of Water Analysis for Livestock Suitability. **Agricultural Experiment Station Circulars**, 2008. Disponível em: [https://openprairie.sdstate.edu/cgi/viewcontent.cgi?article=1329&context=agexperimentsta\\_circ](https://openprairie.sdstate.edu/cgi/viewcontent.cgi?article=1329&context=agexperimentsta_circ). Acesso em: 20 ago. 2019.

HUSBANDRY, E. S. **Animal science facts, 0-3**. 2000. Disponível em: <https://porkgateway.org/wp-content/uploads/2015/07/feeding-recommendations-for-gestating-sows1.pdf>. Acesso em: 20 ago. 2019.

PETERSON. H. G. **Livestock and Water Quality**. 2000. Disponível em: <http://www.pfra.ca/doc/Livestock%20Watering/livestock%20and%20Water%20Quality.pdf>. Acesso em: 20 ago. 2019.

SALLENAVE, R. **Water quality guide for livestock and poultry**. New Mexico: State University, 2016.

TANJI, K. K.; KIELEN, N. C. **Agricultural drainage water management in arid and semi-arid areas**. Roma, 2002. 186 p. FAO. (Irrigation and drainage paper, 61). Disponível em: <http://www.fao.org/3/a-ap103e.pdf>. Acesso em: 20 ago. 2019.

## Literatura recomendada

ALLEN, R. G.; PEREIRA, L. S.; RAES, D.; SMITH, M. **Cropevapotranspiration (guidelines for computing crop water requirements)**. Roma, 2002. (FAO. Irrigation and Drainage Paper, 61).

ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS. **NBR 17025**: Requisitos gerais para a competência de laboratórios de ensaio e calibração. Rio de Janeiro, 2017. 22 p.

BRASIL. Ministério da Saúde. **Portaria de Consolidação nº 5 – Anexo XX de 28 de setembro de 2017**. Disponível em: <https://cevs.rs.gov.br/upload/arquivos/202006/10140757-anexo-xx-28-de-setembro-1.pdf>. Acesso em: 18 out. 2020.

CANADIAN COUNCIL OF MINISTERS OF THE ENVIRONMENT. **Canadian Water Quality Guidelines for the Protection of Agricultural Water Uses**. 2005. Disponível em: <https://ccme.ca/en/res/cadmium-canadian-water-quality-guidelines-for-the-protection-of-agricultural-water-uses-en.pdf>. Acesso em: 20 ago. 2019.

COVELLO, V.; MERKHOFFER, M. **Risk assessment methods**: approaches for assessing health and environmental risks. New York: Plenum Press, 1993. 318 p.

NATIONAL RESEARCH COUNCIL. **Nutrient Requirements of Dairy Cattle**: 7<sup>th</sup> edition. Washington, DC: The National Academies Press, 2001. DOI: [10.17226/9825](https://doi.org/10.17226/9825).

## Capítulo 5

# Uso da terra em bacias hidrográficas e suas relações com a qualidade da água

Ricardo de Oliveira Figueiredo

### Introdução

Entre os fatores relacionados às mudanças no uso da terra, encontram-se as atividades agropecuárias, que têm o potencial de promover significativas alterações na estrutura e no funcionamento dos ecossistemas terrestres e aquáticos, incluindo os fluxos de nutrientes, o carbono (C) e a água, bem como processos associados (Figueiredo; Green, 2019). A agricultura, em contraposição às ocupações urbana e industrial, que apresentam predominantemente fontes de poluição pontual de efluentes para os canais fluviais, apresenta predominância de fontes não pontuais, ou seja, difusas (Fujita, 2018). Tais fontes difusas relacionam-se ao resultado das interações entre água, rocha, solo e vegetação, as quais estão presentes em uma área delimitada pelos divisores de água de uma bacia hidrográfica de dimensões mínimas, como uma vertente com curso d'água intermitente, de microbacias com apenas um córrego perene de primeira ordem, de bacias de pequeno e médio porte com redes de drenagem



mais complexas ou, ainda, de uma grande bacia hidrográfica de ampla dimensão regional (Moldan; Cerný, 1994).

A vazão dos rios depende da água que precipita sob forma de chuva sobre a superfície terrestre da bacia hidrográfica, água essa que escoar superficialmente até os cursos d'água ou infiltra-se nos solos para suprir essa vazão durante a estiagem. A água, que compõe então o chamado ciclo hidrológico, carrega o que possa ser mobilizado pela sua ação física e/ou química no ambiente terrestre, resultando nos produtos solúveis ou particulados transportados pelos rios ou armazenados temporariamente no subsolo de suas bacias (Morisawa, 1968). Dessa maneira, a química das águas de um determinado canal fluvial reflete as características biogeoquímicas do cenário ambiental da bacia a montante do trecho amostrado do rio em questão (Drever, 1982).

Por conseguinte, as variações temporal e espacial no transporte de solutos nos rios são reguladas pela composição química, pelo volume e pela intensidade das chuvas e pelo clima associado, bem como pelas características da bacia hidrográfica – sua vegetação, ocupação, solos, relevo, rochas e aquíferos subterrâneos. De fato, a dinâmica hidrológica do sistema, com suas velocidades associadas, tempos de residência e magnitude dos estoques hídricos, interfere decisivamente nessas variações (Walling; Webb, 1986). Nesse contexto, o uso da terra (Figura 1), quando modifica a cobertura vegetal, os fluxos hídricos, as propriedades dos solos e o clima local, pode promover modificações relevantes nos processos hidrobiogeoquímicos, alterando as concentrações e cargas dos constituintes orgânicos e inorgânicos nas águas fluviais (Sioli, 1975).

Os estudos hidrobiogeoquímicos elencados no presente capítulo referem-se a avaliações realizadas em bacias hidrográficas de tamanhos variados localizadas em dez regiões. Essas pesquisas consideram as alterações promovidas pelo uso da terra, com destaque para as atividades inerentes à agropecuária, sobre fluxos de água, sedimentos, nutrientes e C. Trata-se de estudos conduzidos em um amplo espectro de condições



Foto: Ricardo de Oliveira Figueiredo

**Figura 1.** Área de uso misto com pasto, cultivo de soja, silvicultura e floresta ripária cortada por córrego represado para uso da água na propriedade rural.

ambientais e realidades socioeconômicas, realizados por um período de 26 anos (1993–2019), quando o autor e seus parceiros avaliaram bacias hidrográficas de diferentes magnitudes espaciais no intuito de investigar a relação do uso da terra e a qualidade da água sob a ótica dos fluxos hidrobiogeoquímicos no canal fluvial primordialmente. A seguir são apresentados resumidamente esses estudos, com seus principais resultados e conclusões. Por fim, apresentam-se algumas considerações sobre o estado da arte do tema, os fatores limitantes na condução das pesquisas e a utilidade do conhecimento gerado para a sustentabilidade na agricultura e a conservação dos recursos hídricos.

## **Estudos em diversas regiões brasileiras**

### **Baixas litorâneas do Rio de Janeiro**

Quatro pequenas bacias hidrográficas (áreas de drenagem menores do que 7 km<sup>2</sup>) do sistema flúvio-lagunar de Maricá-Guarapina, situado em região da baixada litorânea do estado do Rio de Janeiro, foram objeto de avaliação das relações das mudanças do uso da terra com os fluxos hidrobiogeoquímicos, contemplando diferentes cenários ambientais (Figueiredo, 1995). Essas bacias apresentavam em 1993 as seguintes classes de uso da terra e respectivos percentuais de áreas em relação à área total das bacias dos rios: a) Vigário (VIG), com 2.220 ha ocupados por urbanização (3%), agropecuária (65%) e florestas (32%); b) Ubatiba (UBA), com 6.850 ha ocupados por urbanização (2%), agropecuária (75%) e florestas (23%); c) Caranguejo (CAR), com 2.030 ha ocupados por sítios de lazer (25%), agropecuária (27%) e florestas (48%); e d) Padreco (PADR), com 690 ha ocupados por agropecuária (75%) e florestas (25%). Entre os parâmetros de qualidade de água avaliados, o total de sedimentos em suspensão foi o mais afetado pelos eventos de precipitação, revelando elevadas taxas de erosão dos solos nesse sistema flúvio-lagunar. Com base na avaliação realizada, concluiu-se que a queda na qualidade da água fluvial é avançada em VIG e UBA, porém moderada em CAR e PADR.

Segundo Figueiredo et al. (1998), como CAR é a maior contribuinte para o sistema lagunar, com magnitude de vazão superior à soma das vazões das demais bacias, caso se repitam as mudanças de uso da terra ocorridas nas bacias VIG e UBA, relacionadas ao aumento de urbanização e de áreas pastagem, o impacto sobre as lagunas será bem maior, resultando em efeitos negativos sobre as atividades de pesca e turismo na região estudada. Nessas duas bacias, foram observadas concentrações mais elevadas de cátions e ânions dissolvidos do que em CAR (em VIG essas foram sempre maiores do que em UBA). As classes de uso da terra foram assim ordenadas de forma crescente de acordo com a aferição dos

graus de alterações dos fluxos e da concentração: floresta, sítios de lazer, pastagem e urbanização. A urbanização em VIG exerceu grande influência nos fluxos de nitrogênio (N) inorgânico dissolvido normalizados por área terrestre da bacia, com valores cinco vezes superiores aos fluxos médios nos principais rios e bacias do planeta.

Esses autores ressaltaram que, em VIG, a área urbanizada é mais extensa e densa. Por sua vez, em UBA, o predomínio de área de pastagem é maior do que nas demais bacias. Destacaram que, embora as concentrações de nutrientes em UBA tenham sido menores que em VIG, elas foram bem maiores do que em CAR. Como a bacia CAR possui menor área de pastagem e presença predominante de sítios de lazer, o papel da urbanização e das pastagens no aumento das concentrações de nutrientes é corroborado. Dessa maneira, concluiu-se que as classes de uso da terra mais impactantes foram a urbanização e a agropecuária, nessa ordem. A partir desses resultados, foi apresentada pela equipe de pesquisa as seguintes sugestões de gerenciamento das bacias hidrográficas dessa conhecida região turística do estado do Rio de Janeiro: a) promover melhorias no destino e tratamento do esgoto doméstico; b) evitar o processo contínuo de urbanização adensada; c) estimular o estabelecimento de sítios de lazer em lugar de pastagens extensas para o gado bovino; e d) promover a recuperação e a preservação florestal.

### **Bacia do Baixo Paraíba do Sul**

A Bacia do Rio Paraíba do Sul (RPS) ocupa uma área de cerca de 60 mil quilômetros quadrados, nos estados de São Paulo, Minas Gerais e Rio de Janeiro. A bacia do RPS constitui, juntamente com outras bacias, a Região Hidrográfica Atlântico Sudeste (Agência Nacional de Águas, 2015). Essa bacia apresenta significativa degradação ambiental em decorrência de fatores como poluição industrial, esgoto urbano, entradas de poluentes de fontes difusas na agropecuária, barragens para suprimento hídrico e

energético, atividades de mineração e desmatamento de áreas de cabeceira e de vegetação ripária.

Sua porção baixa (Figura 2), que ocupa cerca de 22.400 km<sup>2</sup>, é conhecida como região do Baixo Paraíba do Sul (BPS). A sub-bacia do BPS possui três bacias tributárias importantes: Rio Pomba (9.180 km<sup>2</sup>), Rio Muriaé (8.140 km<sup>2</sup>) e Rio Dois Rios (3.530 km<sup>2</sup>). Essa sub-bacia tem início após o RPS deixar uma região montanhosa (altitudes de 500 m a 1.800 m) para então atravessar uma ampla planície com suaves relevos ondulados (altitude abaixo de 520 m). As áreas de várzea aumentam à medida que o RPS aproxima-se de sua foz, atravessando uma planície costeira com altitude menor do que 20 m e declividade próxima de zero. Nesse trecho final do RPS, encontram-se várias ilhas fluviais que sofrem inundações nos períodos de altas vazões (Costa, 1994).

A poluição não pontual proveniente da agricultura, decorrente principalmente das plantações de cana-de-açúcar e da criação de gado bovino, é mais importante na sub-bacia BPS do que nas porções média e superior da bacia do RPS. Em um estudo hidrobiogeoquímico de longo prazo na

Foto: Ricardo de Oliveira Figueiredo



**Figura 2.** Baixo Paraíba do Sul em planície costeira.

BPS, Ovalle et al. (2013) revelaram um cenário de eutrofização crônico que está associado ao assoreamento do canal fluvial, favorecendo a floração algal em períodos de baixa precipitação pluviométrica.

Figueiredo et al. (2011) relataram pesquisas na BPS cujo objetivo era identificar as principais fontes de C e N para as águas fluviais, seus processos biogeoquímicos relacionados, além de estimar os aportes de C e N para o Oceano Atlântico, no contexto da expansão tanto da lavoura canavieira para a produção de etanol, quanto da bovinocultura. Ao longo de 12 meses, realizou-se o monitoramento da hidrobiogeoquímica fluvial em sete estações de amostragem na sub-bacia do BPS. Além disso, foram estimadas as vazões do canal principal e três tributários. Nos sedimentos de fundo e em suspensão, foram medidas as concentrações de C e N e determinadas as composições elementar ([C:N]<sub>a</sub>) e isotópica ( $\delta^{13}\text{C}$ ) para comparação com aquelas referentes às seguintes fontes potenciais de material orgânico: solos das áreas ripárias, solos insulares inundáveis, macrófitas aquáticas, comunidade fitoplanctônica, gramíneas de pastagens, planta de cana-de-açúcar, subprodutos da produção sucroalcooleira e serapilheira florestal.

Dessa maneira, foram relacionados os fluxos hidrobiogeoquímicos no canal fluvial com as fontes de C e N, assim como com a magnitude das vazões. Também se observou que o sistema de produção da cana-de-açúcar na região tem o potencial de aumentar os fluxos de C e N nos rios dessa bacia, incluindo o aporte de subprodutos do processamento da cana-de-açúcar. Nesse contexto, os solos ripários parecem funcionar como barreira biogeoquímica desses fluxos. Por sua vez, o impacto do aporte de esgoto urbano e os efeitos da presença de macrófitas aquáticas nesses fluxos não pareceram claros.

Por fim, embora as cargas hídricas do RPS representem um percentual muito pequeno na contribuição fluvial para os ciclos biogeoquímicos globais, sugeriu-se que essa e outras bacias de média escala no leste e sudeste da América do Sul, caso consideradas em conjunto, sejam

contribuintes relevantes para as cargas hidrobiogeoquímicas continentais para o Atlântico. Tal fato revela a importância do estudo a respeito dos fluxos desses e de outros elementos para as áreas costeiras no continente.

### **Zona Bragantina no Nordeste Paraense**

A região Bragantina, no Nordeste do estado do Pará, caracteriza-se por ser o local onde, no final do século XIX, iniciou-se a expansão da fronteira agrícola sobre o bioma Amazônia. Naquela ocasião, foram distribuídos lotes de 25 ha aos colonos ao longo da ferrovia Belém-Bragança, que desenvolvem até hoje uma agricultura de base familiar com preparo de área de plantio por meio da derruba e queima da vegetação secundária (capoeira), alternando períodos de cultivo (mandioca, milho e outros) com períodos de pousio (Kato et al., 2004). A partir dos anos de 1990, a Embrapa juntamente com universidades alemãs estudaram e desenvolveram alternativas para o uso do fogo e para a redução do período de pousio na agricultura familiar regional, no intuito de melhorar a sustentabilidade do sistema de produção por meio da trituração da biomassa da capoeira, de forma a manter os tocos e as raízes e garantir sua regeneração, deixando a cobertura morta (*mulch*) sobre o solo para proporcionar sua proteção e fertilidade (Kato et al., 2006).

A Bacia Hidrográfica do Igarapé Cumaru (Figura 3) é tributária do Rio Maracanã e está localizada nessa região onde predomina a agricultura familiar de derruba e queima. Nela Wickel (2004) avaliou os principais processos hidrológicos em três microbacias experimentais de primeira ordem, a saber: a) Microbacia 1 (WS1), com 25,5 ha, onde o preparo de área não utilizou fogo, mas sim o método de corte e trituração da capoeira; b) Microbacia 2 (WS2), com 28,6 ha, onde o preparo de área foi realizado por meio da tradicional prática de derruba e queima; e c) Microbacia 3 (WS3), com 9,6 ha, uma microbacia de referência ocupada apenas por capoeira. O balanço de nutrientes identificado na escala de microbacia foi próximo de zero, o que significa que as entradas são aproximadamente iguais às





Foto: Ricardo de Oliveira Figueiredo

**Figura 3.** Igarapé em propriedade rural localizada em área de agricultura familiar.

saídas em uma base anual. Entre WS1 e WS3, não foram observadas diferenças significativas na exportação tanto de nutrientes quanto de água. Essa diferença foi maior em WS2, fato que foi atribuído à prática do uso do fogo. Esse fato confirmou o efeito positivo da substituição da derruba e queima pelo corte e trituração para a conservação dos recursos hídricos nessa bacia hidrográfica. Durante os eventos de chuva após longos períodos de seca, foram observados picos na saída de potássio (K), cálcio (Ca), sulfato e N originários do dossel da floresta ripária. Esse efeito foi diminuindo com a continuidade da estação chuvosa. No canal principal do igarapé Cumaru, a jusante das três microbacias citadas, foram observadas elevadas saídas de Ca e N, atribuídas à presença de criações de aves e extensas plantações de pimenta-do-reino, que não se encontravam presentes nessas microbacias estudadas.



Em outro local na mesma região, na bacia dos igarapés contíguos Timboteua e Buiuna, afluentes do Rio Marapanim, avaliou-se a influência das mudanças de uso da terra e do manejo do solo sobre as taxas de escoamento superficial dos solos ao longo da estação chuvosa de 2010 (Costa et al., 2013). O escoamento superficial decresceu dos agroecossistemas de menor para os sistemas de maior porcentagem de material orgânico. Os diferentes tipos de agroecossistema e manejo (corte e trituração e derruba e queima) influenciaram as taxas do escoamento superficial. Ficou evidenciada a eficiência perceptível da cobertura morta no solo, uma vez que, nas áreas com maior porcentagem de cobertura morta, houve menor escoamento superficial. Por sua vez, a pastagem onde queimadas eram utilizadas apresentou escoamento superficial mais abundante, fator negativo para a sustentabilidade na agropecuária.

Outros estudos na região Bragantina avaliaram a hidrobiogeoquímica e a biota aquática nas bacias dos igarapés Cumaru, São João e Timboteua-Buiúna (Pinheiro, 2008; Corrêa et al., 2012; Rosa et al., 2017). Foram observados aumentos nas concentrações de cátions e ânions dissolvidos nas águas fluviais como consequência das práticas de derruba e queima na agropecuária, que refletem perdas de nutrientes dos solos e ocasionam alterações na hidrogeoquímica fluvial, o que pode ocasionar desequilíbrio no ecossistema aquático e prejuízos no uso múltiplo desses recursos hídricos. Por sua vez, verificou-se o papel positivo da capoeira e da vegetação secundária na área ripária na mitigação do aumento dessas concentrações. Além disso, observou-se o aumento das entradas de C orgânico no canal fluvial em períodos de chuva. A elevada taxa de emissão de dióxido de carbono ( $\text{CO}_2$ ) nas águas fluviais em áreas de cabeceira dessas bacias corroborou com a hipótese defendida por Richey et al. (2002) sobre a importância desses fluxos em igarapés e pequenos rios amazônicos no balanço de C na Amazônia. Apesar dos mais de 100 anos de desflorestamento na região, a presença da floresta secundária (capoeira) tem se revelado de grande importância para um ciclo abundante de C

na Amazônia, papel também de destaque na conservação da biodiversidade, com diversos peixes identificados e caracterizados nessas bacias do Nordeste Paraense, os quais são distribuídos em 7 ordens, 13 famílias, 27 gêneros e 43 espécies.

Os estudos no Nordeste Paraense foram ampliados em seguida, abrangendo 18 microbacias. Barroso et al. (2017) avaliaram a hidro-biogequímica fluvial para relacioná-la com os diferentes usos da terra presentes nos municípios de Marapanim e Igarapé-Açu, no âmbito da bacia do Rio Marapanim, e de Mãe do Rio e Irituia, na bacia do Rio Guamá. Quatro das microbacias estudadas situam-se em fragmentos florestais em bom estado de conservação, sendo então definidas como microbacias de referência para comparação com as demais microbacias mais antropizadas. Foi verificada forte influência dos sistemas agropecuários, especialmente do sistema de corte e queima e das pastagens, no aporte de Ca, magnésio (Mg) e K nos igarapés. As pastagens também influenciaram a dinâmica de N, observando-se maiores concentrações de amônio nas microbacias de pastagens. Por sua vez, na microbacia com cultivo agrícola mais tecnificado, com irrigação e utilização de insumos agrícolas, o nitrato foi mais elevado. Foi também verificado que, nessas microbacias, os solos florestais são importantes fontes para o aporte de nitrato, cloreto e sódio para as águas fluviais. Dessa maneira, os autores concluíram que as mudanças de uso da terra avaliadas nesse estudo promovem impactos no fluxo de nutrientes, alterando a química das águas fluviais, o que pode assim interferir na qualidade delas para os diferentes usos desses recursos hídricos pelas comunidades locais.

### **Região de Paragominas no Sudeste Paraense**

O desenvolvimento da agropecuária na região de Paragominas, na mesorregião do Sudeste do estado do Pará, foi inicialmente estabelecido por meio de pastagens para bovinos, após desmatamento para produção madeireira a partir dos anos 1960, com a abertura da rodovia Belém-Brasília

(Uhl et al., 1988). Portanto, trata-se de um avanço recente sobre a Floresta Amazônica, diferentemente do que ocorreu no Nordeste paraense como descrito no item anterior (Zona Bragantina no Nordeste Paraense). Passadas três décadas, diante do interesse e do crescimento da produção de grãos em áreas de pastagens degradadas principalmente, o governo estadual passou também a estimular a produção de soja e outros grãos, estabelecendo áreas de desenvolvimento rural, com prioridade para o cultivo de grãos, tendo Paragominas como município polo nessa mesor-região do estado (El-Husny et al., 2003).

Pesquisas em pequenas bacias hidrográficas nessa região apontaram para alterações na água fluvial em igarapés em consequência das mudanças no uso da terra (Figura 4). No entanto, como enfatizado por Davidson et al. (2004), além dos efeitos do uso da terra é preciso considerar que as propriedades físicas e químicas dos solos das bacias determinam a

Foto: Ricardo de Oliveira Figueiredo



**Figura 4.** Igarapé com água de baixa qualidade em propriedade rural.

amplitude dessas alterações. Por exemplo, Markewitz et al. (2002) analisaram dados de solo e água fluvial na bacia do Igarapé 54, onde predominam latossolos altamente intemperizados sob extensas pastagens, áreas essas com baixas concentrações de elementos geoquímicos nas águas subterrâneas, que suprem a vazão dos igarapés em tempos de estiagem. Dessa maneira, surpreendentemente, observou-se aumento de concentrações de cátions e de alcalinidade no canal fluvial durante as maiores vazões, quando se esperaria maior diluição dos elementos químicos. Os cátions – Ca, Mg, K e sódio (Na) –, que, em grande parte, são derivados das cinzas de queimadas, além do bicarbonato, decorrente por sua vez do aumento de  $\text{CO}_2$  gerado pela respiração radicular e microbiana na estação chuvosa, lixiviam para as camadas inferiores dos solos e são também arrastados pelo escoamento superficial do solo durante as chuvas, o que promove o aumento observado das suas concentrações durante as maiores vazões do igarapé.

Em estudo hidrológico na mesma bacia do Igarapé 54, observaram-se alterações importantes nas taxas de escoamento superficial quando a floresta é substituída por pastagem, o que afeta a vazão no canal fluvial e modifica o balanço hídrico na bacia. Colaboram também para isso a diminuição nas taxas de evapotranspiração e de infiltração nos solos, que, respectivamente, regulam o regime de chuvas locais e os estoques hídricos subterrâneos (Moraes et al., 2006; Figueiredo, 2009). Tais alterações promovem obviamente mudanças na dinâmica dos nutrientes acoplada ao ciclo hidrológico.

Estudando essa mesma bacia, bem como outras duas bacias em Paragominas (Igarapé do Sete e Igarapé Pajeú), Figueiredo et al. (2010) constataram que, no balanço de massas, houve saídas elevadas de Na e cloreto. Tal fato levou à conclusão de que essas bacias apresentam concentrações mais elevadas desses ânions em decorrência não apenas do desmatamento para formação de pastagens, mas também pela contribuição do sal mineral servido aos bovinos. Biggs et al. (2002) também

chegaram a essa conclusão ao estudarem outras bacias na região sudoeste da Amazônia brasileira.

Vários estudos registram que, em comparação às bacias hidrográficas ocupadas por pastagens, aquelas bacias ocupadas primordialmente por florestas apresentam maiores concentrações de nitrato e menores de fosfato (Neill et al., 2004). No entanto, na pesquisa desenvolvida nas três pequenas bacias em Paragominas (igarapés 54, do Sete e Pajeú), observou-se que, quando essas pastagens são substituídas por cultivos de grãos e não são preservadas as florestas ripárias, as concentrações de nitrato se elevam em níveis ainda maiores do que na situação de uma bacia florestada (Figueiredo et al., 2010). O mesmo estudo ainda detectou nessas bacias agrícolas queda drástica na qualidade da água fluvial, a qual foi evidenciada pelo declínio nas concentrações de oxigênio dissolvido.

### **Região de Altamira no Baixo Xingu no estado do Pará**

Áreas de assentamento de projetos de reforma agrária na Amazônia podem ser determinantes para a mudança na cobertura florestal original e, por consequência, afetar a qualidade das águas dos rios e igarapés na região. Na região de Altamira, localizada no Baixo Xingu, estado do Pará, esse processo de colonização trouxe importante transformação na paisagem, além de uma conexão com as áreas rurais e urbanas por meio das redes socioeconômicas da agricultura familiar.

Tal dinâmica em Altamira foi avaliada por Cak et al. (2016), que estudaram 25 microbacias e detectaram efeitos negativos do uso da terra sobre as águas de igarapés em decorrência de atividades agrícolas e núcleos urbanos. Foi observado que, em propriedades rurais com sistemas agroflorestais, em geral as mais antigas, mesmo com a utilização de agroquímicos, a qualidade da água fluvial é melhor do que a de áreas de pastagem para bovinos e de pequenas roças na agricultura familiar, que são encontradas nas propriedades agrícolas de uso mais recente. O impacto sobre os cursos d'água foram diagnosticados pela medição de elevadas

concentrações de nutrientes, especialmente N e fósforo (P), assim como aumento da temperatura e queda na concentração de oxigênio dissolvido.

### **Porção inferior da Bacia do Rio Tapajós no Oeste Paraense**

A geração de dados de longo prazo da hidrobiogeoquímica de pequenas bacias hidrográficas em meio a áreas de floresta na Amazônia constitui uma tarefa desafiadora. Isso se deve ao seu enorme tamanho somado às dificuldades de acesso às áreas florestais remotas, as quais não recebem influência direta de desmatamento e de demais atividades antrópicas que promovem mudanças na cobertura vegetal original. De fato, alguns trabalhos científicos têm ressaltado essa dificuldade de encontrar micro-bacias em condições prístinas para comparação com microbacias impactadas pelas mudanças no uso da terra (Figueiredo et al., 2010; Neill et al., 2011), já que essas microbacias florestadas usualmente estão a centenas de quilômetros dessas outras antropizadas. Dessa maneira, sugere-se aqui a grande importância de um estudo conduzido ao longo de 4 anos, o qual coletou dados de um igarapé localizado na Floresta Nacional do Tapajós, no município de Belterra, oeste do estado do Pará (Figura 5). Essa geração de dados contribui assim para o aumento do conhecimento relacionado aos processos hidrobiogeoquímicos atuantes em áreas similares no bioma Amazônia.

No referido estudo, cujos resultados foram sumarizados por Figueiredo e Markewitz (2016), observaram-se as condições de baixa carga iônica no igarapé que drena a floresta, o que retrata a característica de solos altamente intemperizados. Revelou-se ainda uma ciclagem abundante de N, evidenciada por concentrações de nitrato e amônio nesse curso d'água, as quais superaram as concentrações em geral bem maiores de elementos de origem pedológica e geológica, como os cátions e ânions maiores (por exemplo, Ca, Mg, Na, cloreto, sulfato e carbonatos), que determinam a composição química das águas fluviais conforme apresentado em estudos hidrogenoquímicos clássicos (Drever, 1982).



Foto: Ricardo de Oliveira Figueiredo

**Figura 5.** Parte da área de estudo na Floresta Nacional do Tapajós.

De acordo com amostras de soluções de solo coletadas na mesma floresta, é provável que o escoamento superficial nos solos seja mais eficaz do que o escoamento subsuperficial como fonte de nutrientes para a hidrogeoquímica fluvial. Essa conclusão se deve à elevada frequência de eventos de chuva, bem como aos baixos estoques de nutrientes nesses solos altamente intemperizados na bacia estudada, que pouco contribuem para a composição química das águas fluviais.

### **Bacias em Rio Branco e arredores, no Acre**

As grandes cidades amazônicas, por vezes, são cruzadas por rios e córregos (igarapés), e as cabeceiras de suas bacias em geral encontram-se no ambiente rural. No estado do Acre, um estudo avaliou o transporte do C dissolvido em cursos d'água na bacia do Rio Acre, que drena a capital acreana de Rio Branco.

Seus resultados apontam para um aumento significativo nas concentrações de C orgânico durante a estação chuvosa e nenhuma diferença



entre os trechos nas áreas rurais a montante e as áreas urbanas no Rio Acre e nos seus tributários. Por sua vez, o C inorgânico dissolvido, que esteve presente predominantemente como bicarbonato, apresentou um padrão de variação inverso nas concentrações, ou seja, maiores concentrações durante o período de estiagem, mas também sem qualquer diferença de concentrações entre montante e jusante dos cursos d'água. No entanto, durante o período chuvoso, quando é maior a acidez nas águas, refletida por baixos valores de pH em decorrência das águas da chuva e dos processos de decomposição da matéria orgânica, observaram-se maiores valores da pressão parcial do  $\text{CO}_2$ .

Constatou-se ainda que o Rio São Francisco, o principal dos tributários estudados, foi responsável por impactos detectados no próprio Rio Acre, que se relacionaram ao despejo indevido de esgoto, o que demonstra como ações antrópicas alteram os processos biogeoquímicos nas bacias hidrográficas. A pesquisa concluiu que, embora o Rio Acre drene uma cidade com significativo despejo de esgoto nos cursos d'água, os processos hidrológicos sazonais são os principais fatores determinantes da dinâmica do C dissolvido, mesmo na porção mais a jusante da bacia, que é diretamente influenciada pela urbanização. No entanto, é esperado que, com o crescimento populacional na região, ocorram maiores impactos na qualidade da água fluvial.

### **Bacia do Rio Jaguari nos estados de Minas Gerais e São Paulo**

A Bacia do Rio Jaguari ocupa uma área total de 3.290 km<sup>2</sup> nos estados de Minas Gerais e São Paulo e contribui tanto para o Rio Piracicaba, importante tributário do Rio Tietê, como para o Sistema Cantareira, cujos reservatórios são de grande importância para o abastecimento hídrico da região e da área metropolitana da cidade de São Paulo. Nessa bacia, após uma triagem que avaliou 154 pontos de interesse nos cursos d'água, foram estabelecidas onze estações de amostragem no próprio Rio Jaguari e oito estações no seu principal afluente, o Rio Camanducaia. Além dessas



estações selecionadas para coleta de amostras e medições hidrológicas e de parâmetros físico-químicos *in situ*, que ocorreram mensalmente ao longo do ano de 2015, foram adicionadas outras quatro estações em cursos d'água de menor porte em microbacias nas áreas de cabeceira da bacia (Costa, 2018).

Entre os principais resultados, destacam-se os seguintes: a) a investigação das fontes de C e N da matéria orgânica particulada transportada pelas águas fluviais constatou clara influência do uso da terra na distribuição desse material transportado nos diferentes trechos dos rios estudados; b) os trechos que drenam maiores áreas com a vegetação florestal original ou de uso agrícola de baixo impacto ambiental contribuem para melhor qualidade da água, que tem sido prejudicada principalmente pela urbanização; c) o crescimento populacional e o consequente impacto do esgoto urbano têm provocado alterações na qualidade da água, fator evidenciado pela variação espacial das concentrações do C na hidrobiogeoquímica fluvial em diferentes trechos dos cursos d'água; d) o crescimento gradual dos valores de condutividade elétrica, temperatura e das concentrações do N inorgânico dissolvido, assim como da queda das concentrações de oxigênio, nos trechos dos rios na direção de montante para jusante, demonstram de forma clara o aumento da poluição das águas fluviais, o qual está correlacionado com a maior urbanização na área mais baixa da bacia estudada (Zuccaru et al., 2017; Costa, 2018).

No contexto da Bacia do Jaguarí, os resultados demonstram que, embora o desmatamento e a ocupação agrícola contribuam para alterações substanciais na hidrobiogeoquímica fluvial, o impacto das áreas urbanas é muito mais preocupante. Tal fato remete a recomendações de melhoria no tratamento e destino do esgoto urbano nos municípios que se encontram nessa bacia, a qual integra a área considerada pelo Comitê das Bacias Hidrográficas dos Rios Piracicaba, Capivari e Jundiá (CBH-PCJ).

Por sua vez, Barizon et al. (2020) encontraram impactos relacionados ao uso de pesticidas na produção de hortaliças na Bacia do Rio

Camanducaia. Nesse estudo, foi detectada a presença de pesticidas na água fluvial numa frequência maior do que a esperada para uma bacia onde apenas 11,8% da área é ocupada por agricultura. Tal vulnerabilidade da bacia estudada foi atribuída à elevada pluviometria associada ao seu relevo íngreme e aos tipos de solo que favorecem o escoamento superficial, potencializado por práticas de manejo de solo inadequadas.

Em três microbacias localizadas em áreas de cabeceira das bacias do Jaguari e do Camanducaia, foi conduzido um estudo que avaliou a biota aquática em córregos. Os resultados mostraram que a comunidade macrobentônica respondeu à variação de impacto ambiental representada pela degradação da mata ciliar e sugere algum efeito benéfico de práticas de recuperação promovidas em uma das microbacias. Na microbacia com maior cobertura florestal, observou-se biota aquática mais diversa, a qual pode nortear a escolha de macroinvertebrados aquáticos como bioindicadores das condições ambientais das bacias. Adicionalmente, constatou-se que as amostragens da biota em questão são realizadas de forma mais efetiva no início da estação seca do que no fim dessa estação (Sonoda et al., 2017).

### **Pequenas Bacias em Extrema, Sul de Minas Gerais**

As bacias hidrográficas dos ribeirões das Posses (PS) e do Salto de Cima (SC) (1.200 ha e 1.500 ha, respectivamente) estão localizadas no município de Extrema, MG. Trata-se de dois tributários do Rio Jaguari, a montante do seu aproveitamento hídrico para o Sistema Cantareira, que supre parte da demanda hídrica do estado paulista e da região metropolitana da cidade de São Paulo. Essas bacias são predominantemente ocupadas por pastagens em áreas de encosta e têm sido alvo de recuperação ambiental no âmbito de um programa de pagamento por serviços ambientais (PSA), iniciado em 2007, o qual foi motivado pela necessidade de enfrentamento das crises hídricas na região. Nesse programa de PSA, realiza-se o reflorestamento de topos de morro, áreas de nascente e margens de

córregos e ribeirões. Além disso, são adotadas gradualmente medidas de conservação de solo e de adequação de estradas vicinais na área das bacias integrantes dessa iniciativa (Pereira et al., 2016).

Atividades de pesquisa desenvolvidas na Bacia do Ribeirão das Posses (Figura 6) avaliaram o seu potencial hídrico por meio da utilização de dados observados para simulação das respostas hidrológicas aos eventos de chuva. Para isso, aplicou-se o modelo hidrológico Agricultural Ecosystems Services (AgES), em parceria com uma instituição norte-americana, a fim de simular a variação no armazenamento e no movimento da água nas áreas terrestres. O período de simulação (2009–2014) foi definido de acordo com a disponibilidade dos dados de vazão e meteorológicos para

Foto: Ricardo de Oliveira Figueiredo



**Figura 6.** Monitoramento hidrológico do Ribeirão das Posses realizado por meio de calha.

calibrar e testar o modelo. A performance desse modelo foi positiva, uma vez que as vazões simuladas foram próximas das vazões medidas, de forma que é possível recomendá-lo para avaliação das respostas hidrológicas na bacia em relação à precipitação em sua área de captação. A simulação também respondeu à estiagem histórica ocorrida em 2013–2014. Outra constatação refere-se à resposta imediata da vazão à precipitação ocorrida no dia, uma vez que se trata de uma bacia pequena, que possui estação seca curta (Cruz et al., 2017). Dessa forma, esse modelo pode ser utilizado para estimar vazões durante períodos com ausência de dados e, no futuro, analisar os impactos da mudança de uso da terra sobre a quantidade e qualidade dos recursos hídricos.

Adicionalmente foram realizados estudos acerca das possíveis melhorias na qualidade e quantidade da água fluvial, os quais avaliaram variáveis climáticas, hidrológicas e hidrogeoquímicas nessas bacias. Uma das abordagens foi a de avaliar a dinâmica espaçotemporal de parâmetros hidrobiogeoquímicos em corpos d'água, como nascentes em restauração, tributários e o canal principal do Ribeirão das Posses, bem como sua influência no Rio Jaguari, considerando o uso do solo na área drenada a montante de cada ponto amostral. Os resultados demonstraram que as ações de restauração têm contribuído para a melhoria da qualidade da água, a qual é evidenciada pela redução na condutividade elétrica nas nascentes. O uso da terra interferiu na qualidade dos corpos hídricos, e o cloreto foi apontado como um traçador recomendado para avaliar a influência das pastagens nessas águas (Reis, 2018). Além disso, observaram-se os processos erosivos importantes nas bacias (Gomes et al., 2017), e o transporte de material particulado em suspensão de um dos ribeirões estudados para o Rio Jaguari foi estimado em  $68 \text{ t km}^{-2} \text{ ano}^{-1}$  (Reis, 2018).

Outra estratégia de amostragem e medições refere-se a avaliações hidrobiogeoquímicas ao longo do ano de 2017 nos exutórios dos ribeirões das Posses e do Salto de Cima. A qualidade da água fluvial esteve em níveis razoáveis na maior parte do período monitorado, o que demonstra

uma resposta efetiva às práticas de recuperação que estão sendo realizadas pelo programa de PSA. No entanto, foi encontrada uma importante fonte de poluição pontual em um dos ribeirões, a qual está relacionada à urina e às fezes bovinas, bem como outra fonte não identificada, que pode estar relacionada a uma pequena indústria de alimentos e/ou uma pequena piscicultura. No outro ribeirão, por sua vez, observaram-se evidências da presença de esgoto doméstico (Figueiredo et al., 2018a).

De uma maneira geral, observa-se que as pesquisas realizadas nessas pequenas bacias localizadas em Extrema, MG, confirmaram uma melhoria, ainda que limitada, da qualidade da água dos córregos em resposta à recuperação da floresta, em relação aos dados de medições pretéritas a essa avaliação. A partir dos resultados então obtidos, recomenda-se que, além de um monitoramento efetivo para diferenciar fontes biogeoquímicas naturais e antropogênicas e avaliar os benefícios das práticas de conservação das bacias, o programa de PSA deve considerar que efluentes antrópicos sejam evitados com o intuito de cumprir seus objetivos (Figueiredo et al., 2018b; Simioli et al., 2018).

### **Microbacias agrícolas no Alto Paranapanema, São Paulo**

Em áreas agrícolas onde se pratica o sistema de plantio direto (SDP), tem sido observado declínio na qualidade de solos e água em decorrência de práticas agrícolas não realizadas conforme as prescrições desse sistema. Nesse contexto, foram selecionadas duas microbacias pareadas (<100 ha) no município de Itaí, SP, na região do Alto Paranapanema, para estudo da dinâmica hidrológica e de sedimentos numa situação de sistema de plantio direto sob irrigação por pivô central (Figueiredo et al., 2015). A primeira microbacia (ITA-1), que, embora adote o SPD, não segue totalmente as prescrições do sistema, apresenta áreas com plantio morro abaixo e ausência de terraços, assim como pouca formação de palha, e, consequentemente, observam-se sinais claros de erosão dos solos (ravinas e voçorocas). A segunda microbacia (ITA-2), que é referência do SDP



na região, adota esse sistema há mais tempo e tem procurado seguir à risca o que é prescrito para tal sistema de produção (Gonçalves, 2019).

No campo, foram instalados equipamentos (Figura 7) para monitoramento da chuva e da água fluvial em cursos d'água de primeira ordem, cujas nascente encontram-se nessas mesmas microbacias. O objetivo da instrumentação dessas microbacias foi o de avaliar a geração dos fluxos hídricos e o aporte de sedimentos nos córregos, decorrentes da erosão nas áreas agrícolas, além de comparar os resultados com dois índices: o índice de dissipação de energia (IDE), que reflete a erosão dos solos, e o índice de qualidade participativa (IQP), que reflete a eficiência do sistema de produção na conservação do meio ambiente (D'Agostini et al., 2017; Oliveira et al., 2019).



Foto: Ricardo de Oliveira Figueiredo

**Figura 7.** Calha para monitoramento hidrológico em microbacia no Alto Parapanema, SP.

Sobre essa pesquisa, Gonçalves (2019) observa que o ambiente agrícola na microbacia ITA-2, apesar de a vazão média de seu córrego ter sido 50% maior no período avaliado (outubro de 2017 a janeiro de 2019), promoveu transporte de sedimentos 62% menor do que a microbacia ITA-1, sendo assim mais eficiente no controle das perdas de solo e água. Nesse trabalho de pesquisa, verificou-se também que tanto o IDE quanto o IQP refletiram corretamente o desempenho ambiental do padrão de manejo agrícola no âmbito das microbacias estudadas.

## **Considerações finais**

O que se observou nos estudos elencados neste capítulo evidencia que alterações nas áreas terrestres de uma bacia hidrográfica promovem modificações na integridade do ecossistema aquático, nos processos hidrobiogeoquímicos e na qualidade da água nos rios. Os processos associados são mais bem avaliados em bacias com áreas de drenagem menores, pois, quando se avaliam bacias maiores, os fatores determinantes dos fluxos de água e dos elementos químicos presentes no ambiente são múltiplos e de difícil detecção para definição das causas das modificações observadas. Por sua vez, o uso de traçadores e bioindicadores aumenta consideravelmente a possibilidade de evidenciar as origens e fontes dos fluxos hidrogeoquímicos investigados.

Um fator limitante importante nesses estudos está muitas vezes relacionado ao pouco detalhamento das características geológicas e pedológicas das bacias, já que os dados relacionados a clima e topografia são mais facilmente encontrados ou mensurados. Em todo tipo de caracterização biofísica da bacia, o uso de ferramentas de geoprocessamento é essencial, mas fica muitas vezes prejudicado pela baixa resolução das imagens utilizadas.

Outro fator limitante refere-se a possibilidade de serem obtidas informações detalhadas sobre o manejo agrícola adotado nas áreas das bacias. As práticas de fertilização das áreas cultivadas e o controle de pragas e doenças, por vezes, não são registrados adequadamente pelos produtores ou, até mesmo, são omitidos quando eles são consultados. Muito difícil também é a obtenção de informações sobre as práticas de conservação de solo, de irrigação e de períodos de semeadura, colheita e pousio, além daquelas relacionadas ao manejo de rebanhos de animais nas pastagens e aos locais de confinamento.

O que seria de grande utilidade na pesquisa da hidrobiogeoquímica é o estabelecimento de microbacias experimentais instrumentadas com equipamentos e sensores com monitoramento por telemetria, como já ocorre em alguns países, mas que ainda engatinha no nosso país. No ensino das ciências agropecuárias, torna-se também cada vez mais importante abordar a estreita relação entre a produção no campo e os processos hidrobiogeoquímicos atuantes na bacia hidrográfica onde essa produção é desenvolvida. É por meio desse conhecimento que os sistemas de produção agropecuário podem ser idealizados para o aumento da sustentabilidade almejada pela sociedade que usufrui de alimentos, fibras e energia gerados por esse setor produtivo.

Uma produção sustentável possui a vantagem de conservar solo e água, beneficiar o clima local, prover volume para reservatórios hídricos e mitigar impactos nas áreas a jusante nas bacias, como enchentes por exemplo. Soluções como a remuneração por serviços ambientais promovidos nas áreas rurais poderiam ser um incentivo interessante. Além disso, selos de qualidade por conservação ambiental poderiam dar retorno econômico para os produtores rurais. Enfim, algumas ações na gestão das bacias podem englobar soluções de cunho socioeconômico que geram benefícios para as sociedades mais diretamente relacionadas com tais bacias, e quiçá para o planeta como um todo.



## Referências

- AGÊNCIA NACIONAL DE ÁGUAS (Brasil). **Conjuntura dos recursos hídricos no Brasil**: regiões hidrográficas brasileiras - Edição Especial. Brasília, DF: ANA, 2015. 163 p.
- BARIZON, R. R. M.; FIGUEIREDO, R. O.; DUTRA, D. R. C. S.; REGITANO, J. B.; FERRACINI, V. L. Pesticides in the surface waters of the Camanducaia River watershed, Brazil. **Journal of Environmental Science and Health, Part B**, v. 55, n. 3, p. 283-292, 2020. DOI: [10.1080/03601234.2019.1693835](https://doi.org/10.1080/03601234.2019.1693835).
- BARROSO, D. F. R.; FIGUEIREDO, R. O.; PIRES, C. S.; COSTA, F. F. Impactos de diferentes usos da terra sobre os recursos hídricos em microbacias no Nordeste Paraense na Amazônia Oriental. In: VASCONCELOS, S. S.; RUIVO, M. L. P.; LIMA, A. M. M. (org.). **Amazônia em tempo**: impactos do uso da terra em diferentes escalas. Belém, PA: Universidade Federal do Pará; Museu Paraense Emílio Goeldi; Embrapa Amazônia Oriental, 2017. p. 339-369.
- BIGGS, T. W.; DUNNE, T.; DOMINGUES, T. F.; MARTINELLI, L. A. Relative influence of natural watershed properties and human disturbance on stream solute concentrations in the southwestern Brazilian Amazon basin. **Water Resources Research**, v. 38, n. 8, p. 1150, 2002. DOI: [10.1029/2001WR000271](https://doi.org/10.1029/2001WR000271).
- CAK, A. D.; MORAN, E. F.; FIGUEIREDO, R. O.; LU, D.; LI, G.; HETRICK, S. Urbanization and small household agricultural land use choices in the Brazilian Amazon and the role for the water chemistry of small streams. **Journal of Land Use Science**, v. 11, n. 2, p. 203-221, 2016. DOI: [10.1080/1747423X.2015.1047909](https://doi.org/10.1080/1747423X.2015.1047909).
- CORRÊA, J. M.; GERHARD, P.; FIGUEIREDO, R. O. Ictiofauna de igarapés de pequenas bacias de drenagem em área agrícola do nordeste paraense, Amazônia Oriental. **Revista Ambiente & Água**, v. 7, n. 2, p. 214-230, Apr./June, 2012. DOI: [10.4136/ambi-agua.739](https://doi.org/10.4136/ambi-agua.739).

COSTA, C. F. G.; FIGUEIREDO, R. O.; OLIVEIRA, F. A.; SANTOS, I. P. O. Escoamento superficial em Latossolo Amarelo distrófico típico sob diferentes agroecossistemas no nordeste paraense. **Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental**, v. 17, n. 2, p. 162-169, 2013. DOI: [10.1590/S1415-43662013000200007](https://doi.org/10.1590/S1415-43662013000200007).

COSTA, C. F. G. **Processos hidrobiogeoquímicos de carbono e nitrogênio em diferentes usos da terra nas mesobacias dos rios Jaguarí e Camanducaia**. 2018. 125 f. Tese (Doutorado em Ciências) – Escola Superior de Agricultura “Luiz de Queiroz” Piracicaba.

COSTA, G. **Caracterização histórica, geomorfológica e hidráulica do estuário do Rio Paraíba do Sul**. 1994. 97 f. Dissertação (Mestrado em Engenharia Oceânica) – Universidade Federal do Rio de Janeiro, Rio de Janeiro.

CRUZ, P. P. N.; GREEN, T. R.; FIGUEIREDO, R. O.; PEREIRA, A. S.; KIPKA, H.; SAAD, S. I.; SILVA, J. M.; GOMES, M. A. F. Hydrological modeling of the Ribeirão das Posses – An assessment based on the Agricultural Ecosystem Services (AgES) watershed model. **Revista Ambiente & Água**, v. 12, n. 3, p. 351-64, May/June, 2017.

D’AGOSTINI, L. R.; DENARDIN, J. E.; LEMAINSKI, J. **Índice de dissipação de erosividade**. Passo Fundo: Embrapa Trigo, 2017. 19 p. (Embrapa Trigo. Documentos, 175).

DAVIDSON, E. A.; NEIL, C.; KRUSCHE, A. V.; BALLESTER, M. V. R.; MARKEWITZ, D.; FIGUEIREDO, R. O. Loss of Nutrients from Terrestrial Ecosystems to Streams and the Atmosphere following land use change in Amazonia. In: DeFRIES, R.; ASNER, G.; HOUGHTON, R. (ed.). **Ecosystems and land use change. Geophysical Monograph Series**. v. 153, p. 147-158, 2004. DOI: [10.1029/GM153](https://doi.org/10.1029/GM153).

DREVER, J. I. **The geochemistry of natural waters**. Englewood Cliffs: Prentice-Hall, 1982. 388 p.

EL-HUSNY, J. C.; ANDRADE, E. B.; SOUZA, F. R. S.; SILVEIRA FILHO, A.; ALMEIDA, L. A.; KLEPKER, D.; MEYER, M. C. **Recomendação de cultivares de soja para a microrregião de Paragominas, Pará**. Belém, PA: Embrapa Amazônia Oriental, 2003. 6 p. (Embrapa Amazônia Oriental. Comunicado técnico, 82).

FIGUEIREDO, R. O. **Fluxos hidrogeoquímicos e sua relação com fatores ambientais nas bacias de drenagem do sistema Fluvio-Lagunar de Maricá-Guarapina, RJ**. 1995. 121 f. Dissertação (Mestrado em Geociências - Geoquímica) – Universidade Federal Fluminense, Niterói.

FIGUEIREDO, R. O.; GONÇALVES, A. O.; MELO, A.; BONA, F.; HERNANI, L. C. Monitoring two small catchments to evaluate effects of no- tillage agricultural management in São Paulo State, Brazil. In: AGU FALL MEETING, San Francisco, 2015. **Anais [...]**. San Francisco, 2015.

FIGUEIREDO, R. O.; GREEN, T. R. **A conservação de bacias e os desafios para a sustentabilidade da agricultura**. Jaguariúna: Embrapa Meio Ambiente, 2019. 19 p. (Embrapa Meio Ambiente. Documentos, 120).

FIGUEIREDO, R. O.; GREEN, T. R.; GONÇALVES, A. O.; SIMIOLI, M. M.; JESUS, T. V. U. C.; CRUZ, P. P. N.; REIS, L. C.; PICCOLO, M. C.; CAMARGO, P. B. Responses of water resources to land and soil management in a tropical small watershed under a Payment for Environmental Services public policy. In: WORLD CONGRESS OF SOIL SCIENCE, 21<sup>st</sup> 2018, Rio de Janeiro. **Anais [...]**. Rio de Janeiro, 2018a.

FIGUEIREDO, R. O.; MARKEWITZ, D.; DAVIDSON, E. A.; SCHULER, A. E.; WATRIN, O. S.; SILVA, P. S. Land-use effects on the chemical attributes of low-order streams in the eastern Amazon. **Journal Geophysical Research**, v. 115, G04004, 2010. DOI: [10.1029/2009JG001200](https://doi.org/10.1029/2009JG001200).

FIGUEIREDO, R. O.; MARKEWITZ, D. Hidrogeoquímica de um córrego amazônico: o caso de um igarapé da Flona do Tapajós, Pará, Brasil. In: SEMINÁRIO DA REDE AGROHIDRO: INCERTEZAS E DESAFIOS PARA A SUSTENTABILIDADE FRENTE ÀS MUDANÇAS DO CLIMA E DO USO DA TERRA, 4., 2016, Brasília, DF. **Anais [...]**. Brasília, DF: Embrapa, 2016. p. 114- 121.

FIGUEIREDO, R. O.; OVALLE, A. R. C. Fluvial Hydrogeochemistry in a Sub-Tropical Coastal Watershed in Brazil. **Water, Air, and Soil Pollution**, v. 105, p. 399-407, 1998.

FIGUEIREDO, R. O.; OVALLE, A. R. C.; REZENDE, C. E.; MARTINELLI, L. A. Carbon and Nitrogen in the Lower Basin of the Paraíba do Sul River, Southeastern Brazil: element fluxes and biogeochemical processes. **Revista Ambiente & Água**, v. 6, n. 2, p. 7-37, 2011. DOI: [10.4136/ambi-agua.183](https://doi.org/10.4136/ambi-agua.183).

FIGUEIREDO, R. O. Processos hidrológicos e biogeoquímicos em bacias hidrográficas sob usos agrícola e agroflorestal na Amazônia Brasileira. In: PORRO, R. (ed.). **Alternativa agroflorestal na Amazônia em transformação** Brasília, DF: Embrapa Informação Tecnológica; Belém, PA: Embapa Amazônia Oriental, 2009. p. 477-500.

FIGUEIREDO, R. O.; SIMIOLI, M. M.; CRUZ, P. P. N.; GREEN, T. R. Stream Water Quality Monitoring as a Tool to Evaluate a Payment for Environmental Service Program in Extrema (Minas Gerais), Brazil. In: LATIN AMERICA AND CARIBBEAN ECOSYSTEM SERVICES PARTNERSHIP CONFERENCE, 2., 2018, Campinas. **Book of abstracts** [...]. Campinas: Ecosystem Services Partnership, 2018b.

FUGITA, S. R. **Fundamentos do controle de poluição das águas**. São Paulo: Cetesb, 2018. Apostila do Curso de Pós-Graduação Lato Sensu “Conformidade Ambiental com Requisitos Técnicos e Legais” da Escola Superior da Cetesb.

GOMES, M. A. F.; PEREIRA, L. C.; FIGUEIREDO, R. O.; TÔSTO, S. G. **Perdas de água e sedimentos em uma topossequência sob as coberturas de pastagem e de mata nativa na sub-bacia do Ribeirão das Posses, Município de Extrema, (MG)**. Campinas: Embrapa Monitoramento por Satélite, 2017. 12 p. (Embrapa Monitoramento por Satélite. Comunicado técnico, 41).

GONÇALVES, A. O. **Caracterização hidrossedimentológica e sua relação com o índice de qualidade participativo do plantio direto, na bacia do Alto Paranapanema-SP**. 2019. 129 f. Tese (Doutorado em Engenharia de Sistemas Agrícolas) – Escola Superior de Agricultura “Luiz de Queiroz”, Universidade de São Paulo, Piracicaba.

KATO, O. R.; KATO, M. S. A.; SÁ, T. D. A.; FIGUEIREDO, R. O. Plantio direto na capoeira. **Ciência e Ambiente**, n. 29, p. 99-11, jul./dez. 2004.

KATO, O. R.; KATO, M. S. A.; CARVALHO, C. J. R.; FIGUEIREDO, R. O.; CAMARÃO, A. P.; SÁ, T. D. A.; DENICH, M.; VIELHAUER, K. Uso de agroflorestas no manejo de florestas secundárias. In: GAMA-RODRIGUES, A. C.; BARROS, N. F.; GAMA-RODRIGUES, E. F.; FREITAS, M. S. M.; VIANA, A. P.; JASMIN, J. M.; MARCIANO, C. R.; CARNEIRO, J. G. A. (org.). **Sistemas Agroflorestais: bases científicas para o desenvolvimento sustentável**. Campos dos Goytacazes: Universidade Estadual do Norte Fluminense Darcy Ribeiro, 2006. p. 119-138.

MARKEWITZ, D.; DAVIDSON, E. A.; FIGUEIREDO, R. O.; VICTORIA, R. L.; KRUSCHE, A. V. Control of cation concentrations in stream waters by surface soil processes in an Amazonian watershed. **Nature**, n. 410, p. 802-805, 2001. DOI: [10.1038/35071052](https://doi.org/10.1038/35071052).

MOLDAN, B.; CERNÝ, J. Small Catchment Research. In: MOLDAN, B.; CERNÝ, J. (ed.). **Biogeochemistry of Small Catchments: a tool for environmental research**. Chichester: John Wiley & Sons, 1994. p.1-29.

MORAES, J. M.; SCHULER, A. E.; DUNNE, T.; FIGUEIREDO, R. O.; VICTORIA, R. L. Water Storage and Runoff Processes in Plinthic Soils under Forest and Pasture in Eastern Amazonia. **Hydrological Processes**, v. 20, p. 2509-2526, July, 2006. DOI:10.1002/hyp.6213.

MORISAWA, M. **Streams, their Dynamics and Morphology**. New York: McGraw Hill Book, 1968. 175 p.

NEILL, C.; CHAVES, J. E.; BIGGS, T.; DEEGAN, L. A.; ELSENBEER, H.; FIGUEIREDO, R. O.; GERMER, S.; JOHNSON, M. S.; LEHMANN, J.; MARKEWITZ, D.; PICCOLO, M. C. **Runoff sources and land cover change in the Amazon: an end-member mixing analysis from small watersheds**. Biogeochemistry, v. 105, p. 7-18, 2011. DOI: [10.1007/s10533-011-9597-8](https://doi.org/10.1007/s10533-011-9597-8).

NEILL, C.; DEEGAN, L. A.; THOMAS, S. M.; CERRI, C. C. Deforestation for pasture alters nitrogen and phosphorus in small Amazonian streams. **Ecological Applications**, v. 11, n. 6, p. 1817-1828, 2004. DOI: [10.2307/3061098](https://doi.org/10.2307/3061098).

OLIVEIRA, P.; TAVARES, S. R. L.; MARTINS, A. L. S.; RALISCH, R.; HERNANI, L. C. **Proposta de índice de qualidade participativo do plantio direto para condições de irrigação por pivô central - IQPi**. Jaguariúna: Embrapa Meio Ambiente, 2019. 33 p. (Embrapa Meio Ambiente. Documentos, 11).

OVALLE, A. R. C.; SILVA, C. F.; REZENDE, C. E.; GATTS, C. E. N.; SUZUKI, M. S.; FIGUEIREDO, R. O. Long-term trends in hydrochemistry in the Paraíba do Sul River, southeastern Brazil. **Journal of Hydrology**, v. 481, p. 191-203, 2013. DOI: [10.1016/j.jhydrol.2012.12.036](https://doi.org/10.1016/j.jhydrol.2012.12.036).

PEREIRA, P. H.; CORTEZ, B. A.; OMURA, P. A. C.; ARANTES, L. G. C. **Projeto Conservador das Águas**. Prefeitura Municipal de Extrema, 2016. 37 p. Disponível em: <https://extrema.mg.gov.br/conservadordasaguas/wp-content/uploads/2019/07/Projeto-Conservador-das-aguas-versao-fevereiro-de-2016.pdf>. Acesso em: 20 jan. 2021.

PINHEIRO, R. S. **Influência sazonal e espacial na hidroquímica de ecossistemas aquáticos na Amazônia Oriental**. 2008. 65 f. Dissertação (Mestrado em Agronomia) – Universidade Federal Rural da Amazônia, Belém, PA.

REIS, L. C. **Avaliação hidrobiogeoquímica na bacia do Ribeirão das Posses no âmbito do Programa Conservador das Águas, Extrema, MG**. 2018. 71 f. Dissertação (Mestrado em Ciências) – Escola Superior de Agricultura “Luiz de Queiroz”, Universidade de São Paulo, Piracicaba.

RICHEY, J. E.; MELACK, J. M.; AUFDENKAMPE, A. K.; BALLESTER, V. M.; HESS, L. L. Outgassing from Amazonian Rivers and Wetlands as a Large Source of atmospheric CO<sub>2</sub>. **Nature**, v. 416, p. 617-620, Apr. 2002. DOI: [10.1038/416617a](https://doi.org/10.1038/416617a).

ROSA, M. B. S.; FIGUEIREDO, R. O.; MARKEWITZ, D.; KRUSCHE, A. V.; COSTA, F. F.; GERHARD, P. Evasion of CO<sub>2</sub> and dissolved carbon in river waters of three small catchments in an area occupied by small family farms in the eastern Amazon.

**Revista Ambiente & Água**, v. 12, n. 4, p. 556-574, July/Aug. 2017. DOI: [10.4136/ambi-agua.2040](https://doi.org/10.4136/ambi-agua.2040).

SIMIOLI, M. M.; JESUS, T. V. U. C.; FIGUEIREDO, R. O. Hidrogeoquímica fluvial nos exutórios de duas microbacias no âmbito de um programa de pagamento por serviços ambientais em Extrema/MG. In: CONGRESSO INTERINSTITUCIONAL DE INICIAÇÃO CIENTÍFICA, 12., 2018, Campinas. **Anais [...]**. Campinas: Instituto Agrônomo, 2018.

SIOLI, H. Tropical rivers as expressions of their terrestrial environments. In: GOLLEY, F. B.; MEDINA, E. (ed.). **Tropical ecological systems - trends in terrestrial and aquatic research**. New York: Springer-Verlag, 1975. p. 275-288. (Ecological Studies, 11).

SONODA, K. C.; SILVA, M. S. G. M.; FIGUEIREDO, R. O.; ZUCCARI, M. L.; COSTA, C. F. G.; REIS, L. C. Análise da presença de comunidades de macroinvertebrados como bioindicadores de qualidade de água em córregos de cabeceira da bacia do rio Jaguari em Minas Gerais. In: SIMPÓSIO INTERNACIONAL DE MICROBACIAS HIDROGRÁFICAS, 5., 2017, Botucatu. **Microbacias Hidrográficas: estudos e pesquisas apresentados**. Botucatu: Fundação de Estudos e Pesquisas Agrícolas e Florestais, 2017. p. 232-236.

UHL, C.; BUSCHBACHER, R.; SERRÃO, E. A. S. Abandoned Pastures in Eastern Amazonia. I. Patterns of Plant Succession. **The Journal of Ecology**, v. 76, n. 3, p. 663-681, Sept. 1988. DOI: [10.2307/2260566](https://doi.org/10.2307/2260566).

WALLING, D. E.; WEBB, B. W. Solutes in Rivers Systems. In: TRUDGILL, S. T. (ed.). **Solute Processes**. Chichester: John Wiley & Sons. 1986. p. 251-327.

WICKEL, B. **Water and nutrient dynamics of a humid tropical agricultural watershed in Eastern Amazonia**. [S.l.]: University of Bonn, 2004. 120 p. (Ecology and Development Series, 21).

ZUCCARI, M. L.; FIGUEIREDO, R. O.; TORRESAN, F. E.; LOEBMANN, D. G. S. W.; REIS, L. C.; VIEIRA, J. J.; CONCEICAO, M. P. C.; COSTA, C. F. G. Relação do uso e cobertura das terras e a qualidade da água na bacia hidrográfica do rio Camanducaia, MG e SP. In: SIMPÓSIO INTERNACIONAL DE MICROBACIAS HIDROGRÁFICAS, 5., 2017, Botucatu. **Microbacias Hidrográficas**: estudos e pesquisas apresentados. Botucatu: Fundação de Estudos e Pesquisas Agrícolas e Florestais, 2017. p. 525-530.





## Capítulo 6

# Receitas e custos ambientais em propriedades agrícolas

Claudia De Mori

## Introdução

As questões ambientais têm se tornado cada vez mais importantes por causa do crescente interesse na forma como os produtos e serviços são produzidos, utilizados e descartados e seus impactos no meio ambiente. Essa crescente preocupação com a degradação ambiental e as mudanças climáticas tem gerado alterações nas exigências do consumidor e resultado na formulação de legislações ambientais específicas que governam os processos de produção de bens e serviços. Sinais concretos de que aspectos e informações ambientais se tornaram fatores críticos para produtos agropecuários nos mercados internacional e nacional podem ser observados, sinalizando a escolha por produtos menos impactantes e mais eficientes no uso de recursos. Adicionalmente, em algumas situações, a degradação e as mudanças climáticas deixaram de representar uma provável perda e transformaram-se em real perda de produtividade, afetando diretamente o sistema produtivo e seus custos. Por sua vez, essas mudanças têm permitido a abertura de novas oportunidades de negócio ou oportunidades adicionais de renda, bem como a reformulação dos processos produtivos, tornando-os “mais limpos” e eficientes.

Todas essas alterações têm provocado mudanças na postura das unidades produtivas. Dessa forma, para continuarem competitivas, terão de levar em conta os reflexos de suas ações no meio ambiente, incorporando novas tecnologias e instrumentos de planejamento e de controle físico-econômico em conformidade com os novos padrões de exigência dos consumidores e do novo futuro que se desenha pela frente. Em suma, as unidades produtivas deverão exercer suas atividades de forma não prejudicial ao biossistema. Isso tem implicações na decisão de adotar tecnologias no processo produtivo (tecnologias ambientalmente amigáveis ou tecnologias limpas, que alteram o custo do produto e a eficiência do processo), na agregação de valor ao produto ou pagamento por novos produtos/serviços (pagamento por serviços ambientais, por exemplo) e na gestão econômico-financeira das propriedades (contabilidade ambiental e custos ambientais).

A estratégia reativa que predominou nas empresas “de poluir para depois despoluir” (Mairon, 1996) resultou em aumento de custos seja para reparação do dano causado seja para o pagamento de multas e indenizações. Para Portugal et al. (2012), incorporar a questão ambiental no processo de decisão das organizações consiste em uma tarefa complicada em decorrência das falhas de mercado, que não refletem no preço final dos produtos os custos socioambientais do processo produtivo e de seus insumos. Yamaguchi (2012) também relata a dificuldade de segregar as informações de natureza ambiental (identificar e mensurar), independentemente das demais informações gerais da organização, bem como de proceder à correta classificação e avaliação das contas e dos eventos ambientais.

Comumente, a contabilização do desempenho econômico-financeiro não trabalha com a perspectiva de ciclo de vida de um determinado bem ou serviço, desconsiderando, por exemplo, rendas de serviços ambientais prestados pela unidade produtiva ou de venda de resíduos, bem como gastos relacionados ao destino final adequado e aos impactos diretos

e indiretos que seu processo produtivo pode causar ao meio ambiente. Com isso, não são incorporados no preço do produto/serviço os custos ambientais de ineficiência no uso de recursos, de preservação, de mitigação, controle, penalidades, entre outros gastos envolvidos em ações de gestão ambiental. Comune (1994) entende que traduzir o meio ambiente na forma monetária é complexo, mas essa valoração, mesmo que em uma forma aproximada, é melhor do que ignorar por completo os impactos ambientais da produção.

Nesse sentido, este trabalho tem por objetivo apresentar algumas perspectivas observadas na literatura sobre receitas e custos ambientais, diferentes receitas ambientais observadas e abordagens e métodos para contabilização de custos ambientais, refletindo em como a variável ambiental tem sido tratada na análise do desempenho econômico das unidades produtivas.

## **Desempenho econômico: receitas e custos**

A gestão de desempenho de uma propriedade rural deve considerar a soma de suas condições edafoclimáticas, biológicas, humanas e financeiras. Comparada às demais atividades, a atividade rural possui características distintas, tais como: maior dependência direta de recursos naturais (por exemplo, terra como fator de produção); alto risco de perda por variáveis climáticas (seca, granizo, etc.); ciclo produtivo sazonal, com impossibilidade ou restrições de início do ciclo em qualquer tempo ou de pausa no ciclo produtivo a qualquer hora; e potencial de impactar diretamente o ambiente e tal situação refletir diretamente no seu processo produtivo.

Um sistema de produção pecuária processa e/ou transforma recursos e energia, segundo um conjunto de tecnologias, com o objetivo de tornar produtos vegetais e animais disponíveis para consumo humano.

Diferentes combinações entre fatores de produção e procedimentos técnicos e gerenciais resultam em níveis tecnológicos diferenciados e, consequentemente, em níveis de desempenho produtivo distintos.

A avaliação de desempenho de uma propriedade pode ser feita com foco em diferentes dimensões e por meio de indicadores/índices que permitem a empresa gerenciar questões críticas em relação ao seu negócio e medir uma situação real perante uma situação ideal definida pelo gestor. Em geral, a dimensão econômico-financeira é o principal foco de avaliação de desempenho de uma propriedade agropecuária, estabelecendo os seguintes indicadores: sua receita, seus custos e despesas, sua margem bruta, lucratividade, ponto de equilíbrio, entre outros.

Como atividade econômica, e considerando a estreita ligação entre a atividade agropecuária e o uso de recursos naturais e seu alto potencial de impacto, a correta avaliação de desempenho econômico-financeiro e a formação de preço de produtos/serviços devem incorporar a mensuração e a identificação de receitas e custos ambientais. No entanto, a incorporação da variável ambiental como geradora de renda ou de custo confronta o pensamento clássico que considera o fator recurso natural como recurso fixo, assim como as técnicas de contabilidade de custos atuais que ainda apresentam deficiências na valoração dos recursos naturais, na forma de rateio e em outros aspectos operacionais.

A partir da década de 1970, observa-se o surgimento de movimento de instrumentalização para incorporação e valoração do meio ambiente aos eventos econômicos, como o surgimento da economia de recursos naturais, economia ecológica, economia ambiental, valoração ambiental e contabilidade ambiental. Entende-se por contabilidade ambiental a contabilização dos benefícios e prejuízos que o desenvolvimento de um produto, ou serviço, pode trazer ao meio ambiente (Kraemer, 2002).

A incorporação da dimensão ambiental como evento econômico abre espaço para o acompanhamento de novos indicadores que avaliem o desempenho de uma unidade produtiva, tais como: valor do passivo

ambiental, custo de água e energia utilizadas a cada quilo de produto processado; custo de transporte, disposição e armazenagem de resíduo em relação ao faturamento bruto da empresa; percentual de investimento em melhorias ambientais em relação ao orçamento do período; custos de incidentes ambientais em relação ao faturamento bruto no período; valor de multas recebidas em relação aos investimentos na área de preservação, etc. Adicionalmente, tal incorporação (das receitas ambientais e dos custos ambientais) resulta na alteração do ponto de equilíbrio<sup>1</sup>, o que altera a escala e a rentabilidade da atividade econômica.

## Receitas ambientais

Na atividade agropecuária, a definição de receita bruta comumente se refere à soma dos valores das seguintes variáveis: a) produtos animais e vegetais vendidos durante o ano agrícola; b) produtos produzidos e consumidos na propriedade, armazenados ou utilizados para efetuar pagamentos em espécie, avaliados pelos preços de mercados ou outros critérios escolhidos; c) receitas provenientes de arrendamento de terra, aluguel de máquinas, etc.; e d) aumento do valor dos rebanhos graças ao crescimento e à engorda (Hoffmann et al., 1992). De uma forma mais sucinta, a receita bruta é compreendida como o valor de todos os produtos obtidos na propriedade agropecuária durante o exercício anual.

A crescente importância da variável ambiental trouxe oportunidade de adição de renda às propriedades rurais. Entende-se por receita ambiental o acréscimo de benefícios econômicos durante o período contábil na forma de entrada de ativos ou decréscimo de exigibilidade (Santos et al., 2001). Esses acréscimos podem ser oriundos de prestação de serviços especializados, encaixam-se aqui os chamados pagamentos por

---

<sup>1</sup> Segundo Samanez (2009), ponto de equilíbrio é o nível de vendas em que o lucro se iguala a zero, ou seja, os custos igualam-se à receita total.

serviços ambientais (PSA); ou a venda de produtos elaborados a partir de resíduos do processo produtivo, por exemplo; ou a agregação de valor ao produto pelo método de produção, tais como produtos orgânicos, produção mais limpa, à base de pasto, carbono neutro ou uso de boas práticas de produção amigas do ambiente ou sustentáveis.

Wunder (2005) define PSA como uma transação voluntária na qual um serviço ambiental bem definido (ou o uso da terra que fornece esse serviço) está sendo “comprado” por um ou mais compradores de serviços de um ou mais provedores de serviço se, e somente se, o prestador de serviços assegurar a prestação de serviços (condicionalidade). Trata-se de um instrumento econômico com base nos princípios usuário-pagador e provedor-recebedor, pelo qual aqueles que se beneficiam dos serviços ambientais pagam por eles, e aqueles que contribuem para a geração são compensados por fornecê-los, apresentando vantagens de custos de proteção diante dos custos de reparação de danos posteriores e da melhoria de rentabilidade das atividades de proteção e uso sustentável de recursos.

No Brasil, uma experiência de sucesso é o Projeto Conservador das Águas, instituído na cidade mineira de Extrema, em 2005, cujo objetivo é proteger os recursos hídricos que fornecem água para o sistema Cantareira, que abastece 50% da população de São Paulo. Como forma de incentivo à proteção ambiental e à manutenção da qualidade de meios de produção, agricultores recebem assistência técnica e apoio financeiro. Cada proprietário recebe 100 Unidades Fiscais de Extrema (Ufex) por hectare, que, em valores de 2020, correspondem a R\$ 303,00 por hectare<sup>2</sup>. Em 2016, o programa possuía 224 propriedades registradas e 1,3 milhão de árvores plantadas.

---

<sup>2</sup> Decreto nº 3.624/2019 <https://www.extrema.mg.gov.br/imprensaoficial/wp-content/uploads/2019/10/Decreto-3.624-de-2019.pdf>.

No Brasil, nos últimos anos, observa-se a expansão de projetos de PSA (Pagiola et al., 2013), tais como:

- Programas com foco em serviços de água, forma mais comum dos programas de PSA no Brasil, como, por exemplo: Projeto Conservador das Águas (Extrema, MG); Projeto Ecocrédito (Montes Claros, MG); Projeto Oásis (Apucarana, PR); Produtores de Água e Floresta (Rio Claro, RJ); Programa Manancial Vivo; Produtor de Água na bacia hidrográfica do Piracicaba/Capivari/Jundiaí; Produtor de Água do Rio Camboriú; Projeto Florestas para Vida; e Produtor de Água de Guaratinguetá.
- Programas com foco em serviços de carbono, tais como: Programa Carbono Seguro (São Paulo), Corredor Ecológico Monte Pascoal – Pau-Brasil (Bahia), Sistema de Créditos de Conservação para os Corredores Ecológicos Chapecó e Timbó (Santa Catarina), Projeto de Conservação e Uso Sustentável da Biodiversidade do Noroeste de Mato Grosso (Mato Grosso).
- Programas de financiamento da conservação (compensação de áreas devastadas), como o Sistema de Créditos de Conservação para os Corredores Ecológicos Chapecó e Timbó (Santa Catarina).

No que diz respeito à receita, vale ressaltar que ganhos econômicos de curto prazo podem deteriorar ou inviabilizar as bases das vantagens comparativas naturais que uma determinada região apresenta em relação à agricultura, uma vez que as condições de base produtiva edafoclimáticas, a biodiversidade (incluindo aí insetos polinizadores) e os serviços ambientais são ameaçados pela expansão produtiva e por sistemas de produção não planejados quanto ao manejo sustentável, resultando em perda de produtividade e restrições de mercado (imagem comercial negativa pelos impactos ambientais), o que impacta diretamente na receita de uma propriedade.



## Custos ambientais

Na produção de um determinado bem ou serviço, qualquer organização está sujeita a gastos para a geração de receitas com a comercialização dos bens e serviços. Leone (2000) define custos como o consumo de um fator de produção que é medido em termos monetários, a fim de que se obtenha um produto, serviço ou atividade capaz ou não de gerar renda. De maneira geral, o termo “custo” refere-se ao consumo de bens e serviços empregados na produção de outros bens e serviços, os quais gerarão ativos para quem os produz.

Todos os processos produtivos, em maior ou menor grau, consomem recursos naturais para produção e geração de riquezas. Isso implica gastos que devem ser incorporados no controle econômico-financeiro da unidade produtiva e finalmente alocados ao preço do bem ou serviço. Santos et al. (2001) definem custos e despesas ambientais como gastos aplicados direta ou indiretamente no sistema de gerenciamento ambiental do processo produtivo e em atividades ecológicas da unidade produtiva. Segundo os autores, quando aplicados diretamente na produção, esses gastos são classificados como custo; e se forem aplicados de forma indireta, são chamados de despesa.

Ribeiro (1998) afirma que custos ambientais referem-se a todos os gastos – diretos ou indiretos – relativos à proteção do meio ambiente, como amortizações (depreciação, amortização e exaustão) dos ativos de natureza ambiental; aquisição de insumos para controle/redução/eliminação de poluentes; tratamentos de resíduos dos produtos; disposição de resíduos poluentes; tratamentos de recuperação/restauração de áreas contaminadas; e mão de obra de atividades de controle/preservação/recuperação do meio ambiente. Para Portugal et al. (2012), o custo total ambientalmente ajustado de uma empresa compreende a soma dos custos totais da empresa (custo fixo total + custo variável total) e os custos ambientais totais, que consistem em somatório dos custos de poluição e custos de controle.

A apuração dos custos (contabilidade de custo) é importante porque permite a determinação da lucratividade de uma atividade; o controle dos recursos produtivos e das operações (permitindo identificação de ineficiências por comparações, monitoramento de estoques); além de dar suporte à tomada de decisões (no planejamento, na formação de preços, etc.). Para Ribeiro (2005), a contabilidade ambiental é uma ramificação da contabilidade tradicional, que assume por objetivo identificar, mensurar e esclarecer os eventos e as transações econômico-financeiros que estejam associados às atividades de proteção, preservação e recuperação ambiental que tenham ocorrido em um determinado período, visando à evidenciação da situação patrimonial de uma organização. Segundo Paiva (2003), a contabilidade ambiental em sua essência serve para salientar e refletir a relação de países e empresas com o meio ambiente. Oliveira et al. (2011) ressaltam que os custos ambientais não estão relacionados apenas aos custos imputados pelas leis ou organismos fiscalizadores, mas a todo consumo de recursos ambientais utilizados no processo de produção de receitas que ocorram em uma unidade produtiva que utiliza recursos naturais em seu processo produtivo.

De acordo com EPA (1993), a contabilidade ambiental é importante pois muitos custos ambientais podem ser reduzidos ou eliminados; podem estar ocultos em outras contas ou negligenciados; podem ser compensados gerando renda por meio da venda de desperdícios, ajudando as empresas a desenhar um processo ambientalmente correto e melhorar os produtos e serviços para o futuro. Ou seja, a inclusão de custos e despesas ambientais na contabilidade traz a possibilidade de redução de custos de ineficiência, de inserção de novas fontes de renda (como reciclagem e venda e aproveitamento de resíduos) e de redução de riscos de perdas econômicas por multas, penalidades, etc.

A contabilidade ambiental também melhora a imagem das unidades produtivas. Trata-se de um instrumento de transparência do impacto da atividade econômica no meio ambiente, além de refletir uma

postura responsável de respeito ao meio ambiente e de comportamento preventivo.

Para Portugal et al. (2012), a dificuldade de internalizar os custos ambientais do processo produtivo decorre das falhas de mercado, que não refletem no preço final dos produtos os custos sociais e ambientais e de seus insumos. Segundo Castro (1994), as principais causas dessas falhas de mercado são as seguintes: a) assimetria de informações; b) ausência de direitos de propriedade sobre todos os recursos, bens e serviços; c) inexistência de concorrência perfeita, no sentido estrito de suas características; d) externalidades negativas que são impactos advindos da produção e do consumo de um agente sobre outro(s) agente(s) e que não são refletidos nos mecanismos de precificação do(s) produto(s); e e) desigualdade inter e intrageracional.

Adicionalmente, a caracterização de gastos ambientais é uma atividade complexa, já que parte dos gastos são intangíveis ou de difícil mensuração; ocorrem e afetam diferentes áreas dos processos produtivos propriamente ditos, o que dificulta a associação desses valores de forma precisa a um produto ou processo (bases de alocação e de rateio); são probabilísticos (pode ou não ocorrer a aplicação de penalidades) e extrapolam o espaço geográfico e temporal do processo produtivo (impactos de poluição, por exemplo). Segundo Callembach et al. (1993), assim como os métodos de análise de dados ecológicos, a identificação e a quantificação da maioria dos custos ambientais não são passíveis de quantificação exata, visto que, em determinadas situações, afetam a qualidade de vida (humana e não humana), que é determinada por juízo de valor, embora seja útil recorrer a medições para analisá-los.

A discussão sobre custos ambientais observada na literatura pode ser organizada em duas abordagens: a) escopo e tipos de custos ambientais; e b) métodos de operacionalização/estrutura de cálculo dos custos ambientais. Ambas são detalhadas a seguir.

## **Classificação ou agrupamento dos custos ambientais**

Com relação à conceituação de escopo e classificação dos custos ambientais, observam-se três enfoques: como externalidade, como custo de qualidade e ampliado para todo ciclo de vida.

Para Merico (1996), a questão ambiental tem sido tratada pela microeconomia com foco na internalização no preço do bem ou serviço dos custos dos efeitos ambientais externos de degradação ambiental: as externalidades. Ferreira (2003) define externalidade como fato inquestionável de qualquer atividade que afete, de modo favorável ou desfavorável, outras ações que, ao longo do processo produtivo, gerarão uma reação em cadeia. Ou seja, impactos causados por alguma atividade a terceiros, sem que esses sejam incorporados no sistema de preços (Seiffert, 2007).

No entanto, esse enfoque tem limitações dentro da nova relação entre processo de produção de bens e serviços e meio ambiente que é exigida pela sociedade e não tem sido capaz de auxiliar na tomada de decisões de agentes produtivos e governamentais, já que os custos são absorvidos pela sociedade de maneira indireta e difusa. A não definição de direitos de propriedade para a externalidade (inviabilizando uma esfera de negociação entre afetado e gerador) e as dificuldades em precificar as externalidades devido à inexistência de um valor monetário para os recursos naturais ligados ao processo produtivo agrícola resultam na visão de que o meio ambiente é um fornecedor de bens e serviços de custo zero e sem influência nas decisões econômicas da atividade produtiva. Por si só, a oferta e a demanda não têm sido capazes de incluir as externalidades na análise de equilíbrio econômico-financeira, com exceção das situações em que se estabelecem normativas e agentes de controle.

Em um outro enfoque, alguns autores propõem que a tipificação dos custos ambientais seja semelhante aos custos de qualidade (EPA, 1995; Campos, 1996, Moura, 2000; Pinto et al., 2004; Costa, 2012) com agrupamentos que considerem a ocorrência temporal e o perfil de ação decorrente do gasto efetuado. Partem do princípio de que o produto

deve atender as necessidades do cliente, que os defeitos/impactos podem implicar reposição de produto, perda de recursos e prejuízo à venda e à imagem das empresas, o que demanda custo e o desenvolvimento de ações. Apesar de não usarem as mesmas nomenclaturas, os conceitos empregados são muito similares (ex.: custo de controle e custo de monitoramento), alguns apresentam divergência no enquadramento de determinado gasto em um agrupamento (ex.: tratamento de efluente classificado como custo de controle ou como custo de preservação); e seu foco concentra-se em organizações industriais.

A U.S. Environmental Protection Agency (EPA) (1995) divide custos ambientais da seguinte forma: a) custos convencionais (que incluem gastos associados aos aspectos ambientais tangíveis do processo e às atividades exercidas pela organização para aumento da eficiência com eliminação de desperdício de recurso); b) custos potencialmente ocultos (gastos oriundos de atividades necessárias para que a empresa se enquadre dentro das normas reguladoras de proteção ambiental); c) custos com contingências (gastos aos quais a empresa está sujeita, tais como multas e penalidades por danos ambientais ou recuperação de danos ambientais); e d) custos de imagem e relacionamento (gastos necessários para divulgação do desempenho ambiental da empresa).

Já Campos (1996), utilizando o enfoque de qualidade, classifica os custos ambientais da seguinte forma: a) custos de adequação: gastos de adequação a tecnologias limpas, a alterações nos processos produtivos e às exigências de leis ambientais, subdivididos em custos de adequação pela prevenção (relacionados a ações que busquem emissão de resíduo/poluição zero como investimento em tecnologias limpas), custos de adequação de correção (gastos destinados a promover a reparação de um dano causado) e custos de adequação de controle (destinados a manter as agressões ambientais dentro dos limites estabelecidos como os gastos de verificação periódica de níveis de poluição ou instalação de estações de tratamento de efluentes); e b) custo das falhas de adequação: gastos

quando há falhas no processo de adequação, como, por exemplo, o pagamento de multas e sanções.

Moura (2000) apresenta uma estrutura de tipificação semelhante (custos de prevenção, custos de avaliação, custo de falhas internas, custo de falhas externas), acrescentando o agrupamento de custos intangíveis, que apresentam alto grau de dificuldade para serem quantificados ou diretamente associados ao produto ou processo, como perda de valor de ações por desempenho ambiental insatisfatório de uma empresa. Costa (2012) emprega uma estruturação semelhante (custos de prevenção, custos de correção, custos de controle e custos de falhas), acrescentando um novo grupo: custos das externalidades (decorrentes de impactos que poderão ser relevantes no futuro, como danos à saúde por poluição atmosférica), que expandem a abrangência de custos intangíveis para além da empresa.

Pinto et al. (2004) apresentam uma classificação pautada em custos de controle (custos que evitam a ocorrência de impactos), de mitigação (relativos a ações de redução das consequências dos impactos ambientais), de compensação (ações de compensação dos impactos), de degradação (decorrentes de impactos ocorridos quando não há controle ou quando há controle – mitigação e compensação), de monitoramento (relativos a ações de acompanhamento e avaliação de impactos e programas) e institucionais (decorrentes de ações de elaboração de estudos, obtenção de licenças, audiências públicas, etc.).

No fim dos anos 1960, as preocupações com as limitações de matérias-primas e recursos energéticos resultaram em uma nova abordagem: análise do ciclo de vida (ACV). O ciclo de vida compreende a extração e o processamento das matérias-primas, a produção, o transporte, a distribuição, o uso, a reutilização, a manutenção e a reciclagem, assim como a disposição final do produto/serviço. A ACV consiste em uma avaliação sistemática de quantificação de fluxos de energia e de materiais de um produto, processo ou atividade ao longo do seu ciclo de vida ou duração,

identificando seus efeitos ambientais (Roy et al., 2009). Trata-se de um procedimento padronizado pela ISO 14040 que possui um plano estruturado com regras e requisitos específicos. Seguindo essa abordagem, métodos foram propostos para incorporar o custo à prática da ACV: custo do ciclo de vida (*life cycle costing* – LCC), contabilidade de ciclo de vida (*life cycle accounting* – LCA), contabilidade total de custo (*full cost accounting* – FCA), contabilidade ambiental de custo total (*full cost environmental accounting* – FCEA), entre outros (Gluch; Baumann, 2004), os quais calculam e correlacionam os custos por todo o ciclo de vida ou fases de um produto/serviço.

Senthil et al. (2003) apresentaram uma estrutura genérica de análise de custo ambiental do ciclo de vida (*life cycle environmental cost analysis* – LCECA), que apresenta os seguintes agrupamentos: a) custos de tratamento de efluentes/resíduos (instalação, operação e manutenção da tecnologia ambiental adequada aplicada); b) custos de controle de efluente/resíduos (instalação, operação e manutenção de sistemas de controle de efluentes em todo o processo); c) custo de disposição/eliminação de resíduos (aterros ou incineração dos rejeitos); d) custos de sistemas de gestão ambiental (certificação, treinamento e monitoramento da gestão); e) eco-impostos (eco-penalidades, multas ou quaisquer outras despesas legislativas relacionadas às fases do ciclo de vida); f) custos de reabilitação (casos de acidentes ambientais, periculosidade profissional e perda de força de trabalho); g) custo de economia de energia; e h) custo de reciclagem e reúso (gastos para execução de ganhos com reciclagem e reúso em todas as fases de vida de um produto).

Em comparação aos demais métodos, os contemplados nesta abordagem têm uma perspectiva expandida, considerando os investimentos, os custos operacionais e os custos associados durante o tempo de vida estimado do produto/serviço. Têm limitações de uso pela complexidade do processo de construção, falta de dados precisos, conceitos confusos e incertezas quanto à incorporação de custos associados/externos. Porém

trazem uma riqueza no que diz respeito à orientação acerca do desenvolvimento de produtos/serviços e ao debate sobre processos produtivos entre os agentes das cadeias produtivas, agentes governamentais e sociedade.

Considerando as tipificações apresentadas na literatura e a realidade da atividade agropecuária, a Tabela 1 apresenta uma estruturação de tipificação de custos ambientais simplificada para propriedades rurais, sua definição e exemplos de gastos associados.

### **Métodos de apuração de custos ambientais**

Outro aspecto relacionado à implantação operacional dos custos ambientais diz respeito à forma de atribuição dos custos aos produtos/serviços, ou seja, como os dados são processados e rateados para que se obtenham as informações referentes aos custos para a tomada de decisões. Entre os métodos propostos na literatura para apuração de custos, destacam-se os seguintes: custo padrão, centros de custo, unidades de esforço de produção (UEP) e custeio baseado em atividades (*activity-based costing* – ABC). A Tabela 2 apresenta um breve resumo sobre tais métodos.

Kraemer (2002), ao analisar os métodos de custeio, salienta que cada um tem emprego para algum fim da gestão ambiental e distingue alguns potenciais de aplicação: a) o método do custo padrão pode ser empregado para quantificação de matéria-prima e materiais de consumo em tratamento e/ou disposição de resíduos gerados no processo produtivo; b) o método de centros de custo tem aplicação em empresas com sistema de departamentalização/setorização e as obrigações ambientais podem ser responsabilidade de um setor específico dentro da organização; c) o método UEP é útil para operações voltadas à redução de danos ambientais, como o reúso, a reciclagem, o tratamento ou a disposição de resíduos; e d) o método ABC tem potencial para mensurar atividades produtivas (ex.: reúso, reciclagem, tratamento ou disposição de resíduos)



**Tabela 1.** Tipificação de gastos ambientais relacionados ao processo produtivo de uma propriedade rural.

<b>Tipo</b>	<b>Definição</b>	<b>Exemplo</b>
Custos de prevenção	Gastos associados a processos/produtos para aumento da eficiência, eliminação de desperdício de recursos e ocorrência (total ou parcial) de problemas ambientais ao longo do processo produtivo	Gastos associados à operacionalização de sistemas de tratamento de resíduos e desperdício de água
Custos de controle e monitoramento	Gastos relativos às ações de acompanhamento e avaliação dos níveis de impacto ambiental das atividades produtivas	Gastos relacionados a inspeções, testes, auditorias de qualidade ambiental; gastos associados a medições periódicas de qualidade de efluentes
Custos de falha e correção	Gastos referentes a pagamento de penalidades por danos ambiental e/ou ações de mitigação e/ou compensação de impactos ocorridos por falhas de processo de prevenção e controle/monitoramento, tanto em nível interno como externo	Pagamento de multas e indenizações; recuperação de áreas degradadas, ações de correção de danos de poluição por uso de tecnologias defasadas e poluentes
Custos de adequação ambiental, de imagem e relacionamentos	Gastos gerados por situações de elaboração de estudos requeridos pelos órgãos ambientais, de obtenção de licenças e de divulgação/interação com agentes da sociedade em aspectos de meio ambiente	Estudos de impacto ambiental, licença ambiental; gastos de divulgação do desempenho ambiental; gastos associados à recuperação de imagem
Custos de ineficiência e perda produtiva	Valores associados à perda de renda ou recursos, fruto de desperdício e de perda de potencial produtivo	Desperdício de matérias diretas e indiretas e energia; baixa produtividade pelo ambiente poluído; perdas de fertilizantes pela erosão
Custos sociais	Gastos com alta dificuldade de serem diretamente associados a um produto ou processo ou propriedade, por serem difusos e de ocorrência em tempo distinto ou em processo cumulativo, os quais não são incorporados ao processo produtivo privado	Gastos efetuados pela sociedade para contenção de poluição; gastos efetuados pela sociedade relacionados a problemas de saúde decorrente de poluição, gastos de programas de controle de erosão e assoreamento de rios

**Tabela 2.** Principais modelos de sistema de custo observados na literatura.

Método	Definição/Característica
Custo padrão	Tem por finalidade confrontar os gastos reais com os padrões de custo e outras metas e previsões contidas no planejamento empresarial (Marion, 1998). Características: fornece uma base de comparação; apropriado para alocação do custo de matérias-primas; aloca de forma eficiente o custo da mão de obra direta; apresenta problemas para alocação dos custos indiretos
Centros de custo	Estratifica as diversas áreas da organização em departamentos ou seções (centros de custo). Os custos indiretos são distribuídos posteriormente de forma proporcional por um critério de rateio definido e repassados aos produtos por unidade de trabalho (Bornia, 2010). Características: foco nos custos de transformação/custos indiretos; apropriação de custos em cinco fases; boa análise dos custos indiretos de produção; método de estrutura simples
Unidades de esforço de produção (UEP)	Baseia-se na unificação da produção e trabalha apenas com os custos de transformação (Allora; Gantzel, 1996), os quais são definidos em um valor de referência, a unidade de esforço de produção (UEP), permitindo a comparação entre diferentes produtos. Características: visão horizontal de processo; estabelece uma unidade de medida comum a todos os produtos (o esforço da produção); boa análise dos custos indiretos de produção; apresenta bom potencial para medição de perdas; inapropriado para análise das despesas da área administrativa; operacionalização complexa
Custeio baseado em atividades ( <i>activity-based costing</i> – ABC).	O modelo determina o custo de cada atividade e para isso se utilizam os <i>cost drivers</i> (direcionadores de custos) para alocar os custos indiretos ligados às atividades que os consomem, facilitando assim a análise estratégica das atividades que mais impactam o consumo de recursos no sistema de produção (Nakagawa, 2001). Características: visão horizontal de processos; utilização de diferentes bases para alocação (os direcionadores de custo) de custos com base no uso da estrutura produtiva e no consumo; boa análise dos custos indiretos de produção; apresenta bom potencial para medição de perdas; boa análise das despesas administrativas

e administrativas (ex.: treinamentos, implantação de sistemas de gestão ambiental, etc.) voltadas para a redução de impactos ambientais.

Silva et al. (2003), ao analisarem os métodos de custo para apuração de custos ambientais, constataram que nenhum dos métodos atende as necessidades de informações de custos ambientais pelo fato de serem, em sua maioria, custos indiretos, que necessitam ser incorporados aos

demais custos da empresa. Porém, os autores concluem que o método ABC é, no conjunto, o método que melhor se ajusta às necessidades de informação para apuração de custos ambientais, dada sua maior aplicabilidade a diferentes situações e tamanhos de empresa. Além disso, por sua visão de processo, permite identificar quais recursos foram consumidos por cada atividade; onde, por que e com qual frequência isso ocorreu. Os autores fazem uma ressalva para situações em que a matéria-prima tenha alta representatividade na estrutura de custo (com custos de prevenção mais altos), recomendando o uso simultâneo dos métodos custo padrão e custo ABC.

Campos et al. (2013) analisaram a abordagem do tema “custos ambientais” em revistas e anais de congressos específicos em língua portuguesa, no período de janeiro/2001 a março/2012. Os autores apontam que vários métodos de custeio foram abordados, porém houve predominância do uso do método de custeio baseado em atividades.

De maneira geral, os métodos de custo tradicionais não trabalham com a perspectiva de ciclo de vida de produto, desconsiderando os gastos que ocorrem além das fronteiras do ambiente em que se dá o processo produtivo. Tais gastos são importantes para a contabilização dos custos ambientais, em especial os relacionados à poluição e ao destino final adequado de produtos. Adicionalmente, uma das grandes questões relacionadas a essa dimensão refere-se à identificação dos direcionadores de rateios dos custos indiretos não somente internos a um agente de produção como também a todos os agentes envolvidos na cadeia de produção para uma alocação justa.

## **Considerações finais**

O tratamento da temática ambiental nas receitas e nos custos em processos produtivos é recente e encontra-se em fase de consolidação no que se refere a conceitos e ferramentas. No entanto, as crescentes preocupações

com a degradação ambiental e com as mudanças climáticas, bem como o interesse pela forma como os produtos e serviços são produzidos, tornam crucial a abordagem de tal questão. No meio agropecuário, que possui fortes vínculos com os recursos naturais como condicionadores da atividade, essa discussão se faz necessária.

A incorporação da variável ambiental como fonte de geração de receita e de custos faz com que as unidades produtivas passem a vislumbrar a possibilidade de agregação de valor e melhoria de desempenho sem, no entanto, perder sua capacidade produtiva futura e a competitividade. Adicionalmente, a análise do processo produtivo torna-se mais ampla uma vez que contempla as interações do sistema produtivo em todo o seu ciclo de vida (produção do insumo a disposição final), além dos diferentes agentes da cadeia produtiva, agregando as questões de domínio privado às questões de domínio público.

No entanto, há diversas dificuldades para tanto, que vão desde a identificação do tipo de gasto até a forma de rateio nas diferentes atividades e produtos produzidos pela unidade produtiva, em especial conceitos e métodos adequados à realidade da produção agropecuária e agroindustrial, já que grande parte da geração de conhecimentos nessa área tem focado nos setores industriais.

## Referências

ALLORA, V.; GANTZEL, G. UP - Unidade de produção (UEP – Unidade de esforço de produção), conceitos básicos e aplicação prática. In: CONGRESSO BRASILEIRO DE CUSTOS, 4., 1996. **Anais** [...]. Curitiba: Ed. da UFPR, 1996.

BORNIA, A. C. **Análise gerencial de custos**: aplicação em empresas modernas. 3. ed. São Paulo: São Paulo, 2010. 231 p.

CALLEMBACH, E.; CAPRA, F.; GOLDMAN, L.; LUTZ, R.; MARBURG, S.

**Gerenciamento ecológico** – Eco-Manangement: Guia do Instituto Elmwood de auditoria ecológica e negócios sustentáveis. São Paulo: Cultrix, 1993. 203 p.

CAMPOS, L. M. S. **Um estudo para definição e identificação dos custos da qualidade ambiental**. Florianópolis. 1996. 165 f. Dissertação (Mestrado em Engenharia da Produção) – Universidade Federal de Santa Catarina, Florianópolis.

CAMPOS, L. M.; TRIERWEILHER, A. C.; CARVALHO, D. N.; SANTOS, T. H. S.; BORNIA, A.C.; PEIXE, B. C. S. Levantamento exploratório de referencial teórico sobre o tema custos ambientais. **Custos e Agronegócios online**, v. 9, n. 2, p. 86-116, abr./jun. 2013.

COMUNE, A. E. Meio ambiente, economia e economistas: uma breve discussão. In: MAY, P. H.; MOTTA, R. S. (org.). **Valorando a natureza**: análise econômica para o desenvolvimento sustentável. Rio de Janeiro: Campus, 1994. p. 45-59.

COSTA, C. A. G. **Contabilidade ambiental**: mensuração, evidenciação e transparência. São Paulo: Atlas, 2012. 266 p.

ENVIRONMENTAL PROTECTION AGENCY. **Valuing potential environmental liabilities for managerial decision-marking**: a review of available techniques. Washington, DC: EPA, 1996. Publication 742-R-96-003.

FERREIRA, A. C. S. **Contabilidade ambiental**: uma informação para o desenvolvimento sustentável. São Paulo: Atlas, 2003. 137 p.

GLUCH, P.; BAUMANN, H. The life cycle costing (LCC) approach: a conceptual discussion of its usefulness for environmental decision-making. **Building and Environment**, v. 39, n. 5, p. 571-580, May 2004. DOI: [10.1016/j.buildenv.2003.10.008](https://doi.org/10.1016/j.buildenv.2003.10.008).

HOFFMANN, R.; ENGLER J. J. C.; SERRANO O.; THAME A. C. M.; NEVES, E. M. **Administração da empresa agrícola**. São Paulo: Pioneira, 1992. 325 p

KRAEMER, M. E. P. Contabilidade Ambiental o passaporte para a competitividade. **Revista Catarinense da Ciência Contábil**, v. 1, n. 1, p. 25-40, 2002. DOI: [10.16930/2237-7662/rccc.v1n1p25-40](https://doi.org/10.16930/2237-7662/rccc.v1n1p25-40).

LEONE, G. S. G. **Custos**: planejamento, implantação e controle. 3. ed. São Paulo: Atlas, 2000. 518 p.

MAIMON, D. **Passaporte verde**: gerência ambiental e competitividade. Rio de Janeiro: Qualitymark, 1996. 111 p.

MARION, J. C. **Contabilidade básica**. São Paulo: Atlas, 1998. 214 p.

MERICO, I. F. K. **Introdução a economia ecológica**: Blumenau: Ed. da FURB, 1996. 129 p.

MOURA, L. A. **Economia ambiental**: gestão de custos e investimentos. São Paulo: Juarez de Oliveira, 2000. 180 p.

NAKAGAWA, M. **ABC**: custeio baseado em atividades. 2. ed. São Paulo: Atlas, 2001. 95 p.

OLIVEIRA, J. R.; RECH, I. J.; CARNEIRO JÚNIOR, J. B. A.; NIVEIROS, S. I. Custo ambiental na cultura do algodão: um estudo de caso na região Sul de Mato Grosso. In: CONGRESSO BRASILEIRO DE CUSTOS, 18., 2011, Rio de Janeiro. **Anais** [...]. São Leopoldo: Associação Brasileira de Custos, 2011. 1 CDROM

PAGIOLA, S.; VON GLEHN, H. C.; TAFFARELLO, D. (org.). **Experiências de pagamentos por serviços ambientais no Brasil**. São Paulo: SMA/CBRN, 2013. 336 p.

PAIVA, P. R. **Contabilidade Ambiental**: evidenciação dos gastos ambientais com transparência e focada na prevenção. São Paulo: Atlas, 2003. 160 p.

PINTO, A. C. L.; FORTUNATO, H. S.; NASCIMENTO, J. R.; AZEVEDO, T. C. Discutindo os custos da qualidade ambiental sob a ótica do desenvolvimento sustentável: um estudo em uma organização que atua na geração de energia termelétrica a óleo combustível. In: CONGRESSO BRASILEIRO DE CUSTOS, 11., 2004, Porto Seguro. **Anais [...]**. São Leopoldo: Associação Brasileira de Custos, 2004.

PORTUGAL, N. S.; PORTUGAL JÚNIOR, P. S.; REIS, R. P. Internalização de custos ambientais na gestão financeira das organizações: uma proposição a ser aplicada no agronegócio. **Custos e @gronegócio on line**, v. 8, n. 4, p. 171-192, out./dez. 2012.

RIBEIRO, M. S. **Custeio das atividades da natureza ambiental**. 1998. 176 f. Tese (Doutorado) – Universidade de São Paulo, São Paulo.

RIBEIRO, M. de S. **Contabilidade ambiental**. São Paulo: Saraiva, 2005. 220 p.

ROY, P.; NEI, D.; ORIKASA, T.; XU, Q.; OKADAME, H.; NAKAMURA, N.; SHIINA, T. A review of life cycle assessment (LCA) on some food products. **Journal of Food Engineering**, v. 90, p. n. 1, p. 1-10, Jan. 2009. DOI: [10.1016/j.jfoodeng.2008.06.016](https://doi.org/10.1016/j.jfoodeng.2008.06.016).

SANTOS, A. O.; SILVA, F. B.; SOUZA, S.; SOUSA, M. F. R. Contabilidade ambiental: um estudo sobre sua aplicabilidade em empresas brasileiras. **Revista Contabilidade & Finanças**, v. 12, n. 27, p. 89-99, 2001. DOI: [10.1590/S1519-70772001000300007](https://doi.org/10.1590/S1519-70772001000300007).

SEIFFERT, M. E. B. **Gestão ambiental**: instrumentos, esferas de ação e educação ambiental. São Paulo: Atlas, 2007. 310 p.

SENTHIL, K. D.; ONG, S. K.; NEE, A. Y. C.; TAN, R. B. H. A Proposed Tool to Integrate Environmental and Economical Assessments of Products. **Environmental Impact Assessment Review**, v. 23, p. 51-72, Jan. 2003. DOI: [10.1016/S0195-9255\(02\)00032-X](https://doi.org/10.1016/S0195-9255(02)00032-X).

WUNDER, S. **Payments for environmental services**: some nuts and bolts. **CIFOR Infobrief** n. 9, May 2005.

YAMAGUCHI, C. K. Contabilidade ambiental e o comprometimento das organizações com a responsabilidade ambiental. **Revista Espacios**, v. 33, n. 12, p. 1-6, 2012.





## Capítulo 7

# **Custos, receitas e desafios relacionados ao uso de dejetos animais como fertilizante**

Augusto Hauber Gameiro

Mirian Fabiana da Silva

Rafael Araújo Nascimento

Vanessa Theodoro Rezende

## **Introdução**

Este capítulo está organizado em três tópicos centrais. No primeiro, será abordado o “problema”, desmembrando-o em duas questões: a escassez de fertilizantes no Brasil; e o impacto ambiental do uso inapropriado e/ou exacerbado de fertilizantes e da sua logística para sair das minas e fábricas e chegar às lavouras.

O segundo tópico aborda o que se propõe como “solução”, que, em nossa forma de ver, passa pela necessidade de uma concepção mais circular e ecossistêmica das cadeias produtivas da agropecuária, que vem sendo chamada de “economia circular”. O uso dos dejetos animais enquadra-se nessa concepção.

No terceiro e último tópico, procura-se reconhecer o “desafio” que se tem de enfrentar para atingir esse novo paradigma da organização dos

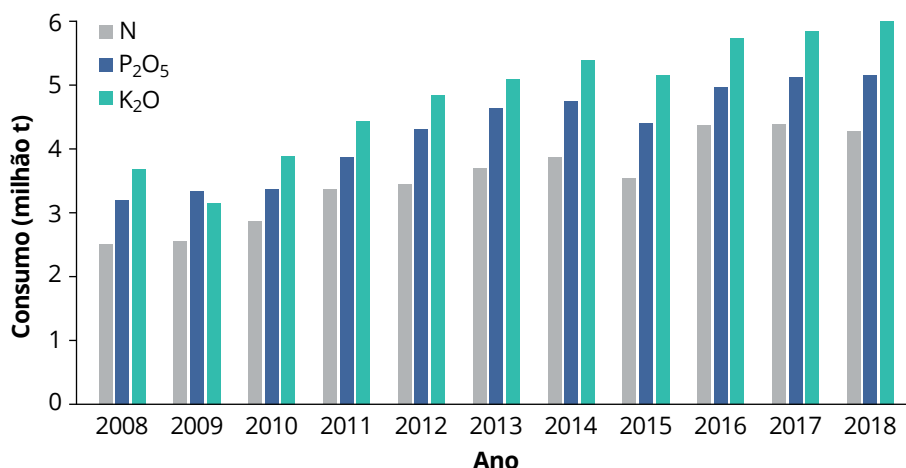
sistemas produtivos. Além disso, este tópico trata do claro gargalo logístico no contexto e do desincentivo econômico que constituem obstáculos para uma mudança de forma mais concreta da situação.

## O problema

O Brasil importa três de cada quatro toneladas de fertilizantes de que precisa para se manter como uma suposta potência agropecuária. Somos um grande produtor e exportador de produtos agrícolas, mas nossa agricultura depende da importação de fertilizantes e de suas matérias-primas.

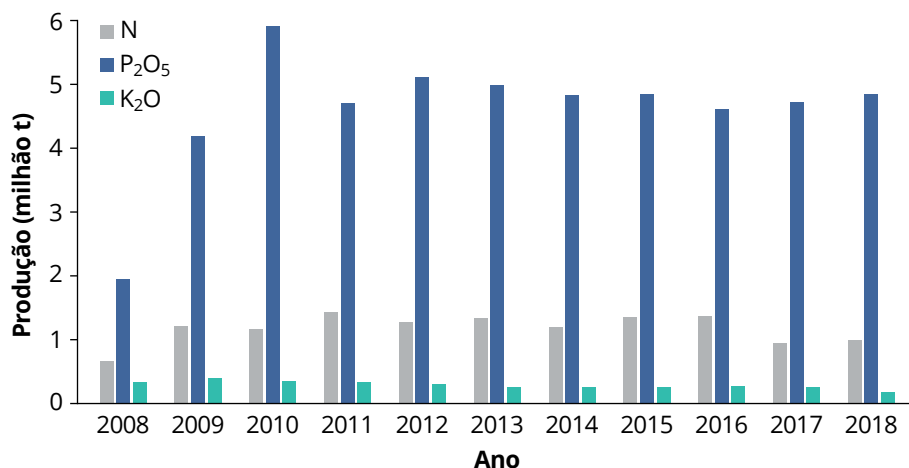
Em grandes números, o País precisa de algo como 6 milhões de toneladas de potássio ( $K_2O$ ), 5 milhões de toneladas de fósforo ( $P_2O_5$ ) e mais de 4 milhões de toneladas de nitrogênio (N) (Figura 1). E nossa produção doméstica não dá conta dessa demanda (Figura 2).

O Brasil tem uma produção significativa de matérias-primas fosfatadas, mas que, além do uso agrícola, tem várias outras aplicações. Além



**Figura 1.** Consumo nacional de fertilizantes em toneladas.

Fonte: Associação Nacional para Difusão de Adubos (2019).



**Figura 2.** Produção nacional de fertilizantes em toneladas.

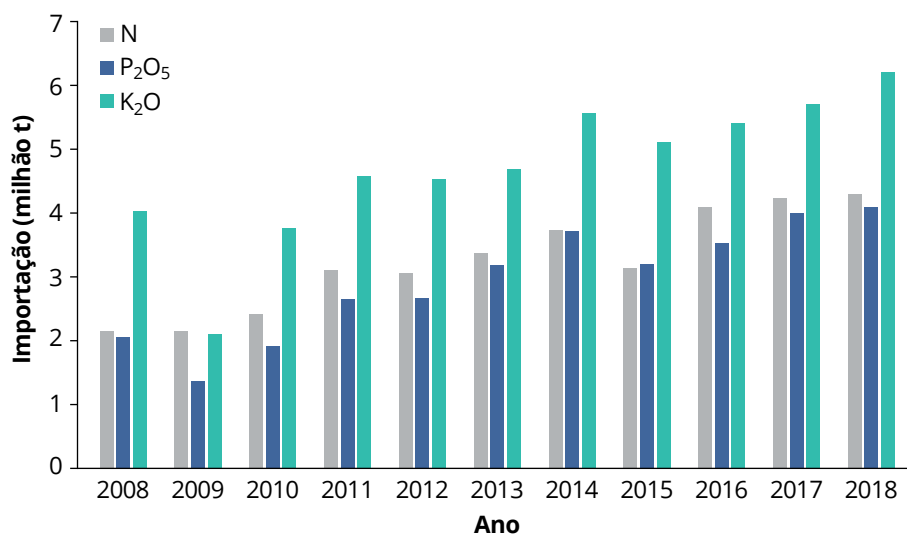
Fonte: Associação Nacional para Difusão de Adubos (2019).

disso, o País tem uma modestíssima produção de fertilizantes nitrogenados (em torno de 1 milhão de toneladas de N), que são basicamente derivados de petróleo. Quanto aos fertilizantes potássicos, sua produção é insignificante em razão da pouca exploração de minas no País (praticamente apenas uma no Sergipe), o que explica ser esse o fertilizante mais importado.

Como resultado do deficit, o País vê-se obrigado a importar significativas quantidades desses macronutrientes (Figura 3), assim como outros micronutrientes necessários para a produção vegetal em larga escala.

O Brasil importa em torno de 6 milhões de toneladas de potássio (K) e cerca de 4 milhões de toneladas de N e de fósforo (P). Como pode ser visto na Figura 3, a tendência de importação é crescente. Ela acompanha *pari passu* a produção agrícola do País.

Apenas para se ter uma ideia agregada das importações de fertilizantes, na última safra encerrada e consolidada (2018/2019), foram produzidos 232 milhões de toneladas de grãos e importados 25 milhões de



**Figura 3.** Importação nacional de fertilizantes e suas matérias-primas (em toneladas).

Fonte: Associação Nacional para Difusão de Adubos (2019).

toneladas de fertilizantes, o que representa 11% em peso do total produzido. É algo bastante significativo.

Para os fertilizantes nitrogenados, a Rússia, que é o principal fornecedor, respondeu por 18% da ureia importada pelo Brasil em 2018. No caso do P, o Marrocos é a principal origem das importações brasileiras; e, no caso do K, o Canadá. Enfim, o fertilizante de que o Brasil depende vem de bem longe.

Também devem-se considerar as reservas mundiais dos nutrientes. O N é um gás na sua forma original, aliás, o gás mais abundante da atmosfera. O K e o P, por sua vez, são minerais e, portanto, não renováveis. Têm sua origem principal em rochas que, uma vez utilizadas, não irão se recuperar.

Estimativas apontam que o mundo tenha mais uns 90 anos de reservas de P e uns 230 anos de reservas de K (Fixen, 2009). Portanto, atualmente, o reúso de material fertilizante é uma opção mas, daqui a

dois séculos, será uma necessidade, se as estimativas estiverem certas. Destaca-se que, no conceito de desenvolvimento sustentável, há uma parte que diz que não se deve comprometer a capacidade das gerações futuras de atenderem às suas próprias necessidades.

Além do problema do uso insustentável de recursos não renováveis, é necessário lembrar que os ciclos biogeoquímicos do N e do P já foram alterados de tamanha forma pela ação antrópica que ambos já ultrapassaram o limite estimado da reversibilidade, proposto pelo conceito das “fronteiras planetárias” (Steffen et al., 2015). Em outras palavras, o uso e a emissão desses elementos na natureza, desde a Revolução Industrial e, principalmente, com a revolução verde, geraram níveis de contaminação ambiental que já nos colocam em patamares praticamente irreversíveis.

Não é objetivo deste capítulo tratar dos problemas ambientais ocasionados pelos elementos químicos de interesse fertilizante. Mas é um registro que não se poderia deixar de fazer aqui pela relação que ele tem com o nosso tema. Em outras palavras, as principais fontes fertilizantes, além de escassas, são causadoras inegáveis de problemas ambientais.

Para encerrar esta primeira parte, na qual foi abordado o problema, o leitor é convidado a nos acompanhar na “viagem do NPK”.

Os adubos nitrogenados vêm, na sua maioria, da Rússia, como já foi mencionado. Se saírem de navio pelo porto de Murmansk, a distância até o porto de Santos é de 12.749 km. Só por curiosidade, os maiores navios do mundo carregam 120 mil toneladas. Os adubos fosfatados vêm, na sua maioria, do Marrocos. Se saírem de navio pelo porto de Casablanca, a distância até o porto de Santos é de 7.845 km. Os adubos potássicos vêm, na sua maioria, do Canadá. Se saírem de navio pelo porto de Halifax, a distância até o porto de Santos é de 8.890 km.

Do porto de Santos, os fertilizantes e/ou suas matérias-primas precisam ser deslocados para as regiões produtoras do País. Se forem para Sorriso, em Mato Grosso, são mais 2.050 km, só que, dessa vez, em caminhões que levam, no máximo, cerca de 40 t.

Das regiões cerealistas, o NPK – agora na forma de grãos como milho e soja – precisa voltar para os portos para serem exportados, ou vão para as regiões de produção animal, como o Oeste Catarinense, que é uma das mais fortes. São mais 2.064 km em cima de um caminhão.

Convertidos em frango, suínos, leite e derivados e carne bovina, o NPK, agora na forma de proteína animal, precisa ir para as regiões consumidoras. Caso vá para o Rio de Janeiro, a segunda maior região consumidora do País, são mais 1.389 km de caminhão (em um caminhão um pouco menor que o de grãos) até chegar ao destino.

Resumindo, nessa simulação, que representa perfeitamente a realidade logística do nosso agronegócio, o N viajou mais de 18 mil quilômetros, o P mais de 13 mil quilômetros e o K mais de 14 mil quilômetros. Tudo isso para depois terminar no meio da Baía de Guanabara, causando os mais sérios problemas ambientais e de saúde humana (por questões culturais, os dejetos humanos não são utilizados como fertilizantes no Brasil). Se isso faz do agronegócio brasileiro o mais sustentável do mundo, então ainda não aprendemos o que é sustentabilidade.

## **A solução**

É de nossa opinião que a agropecuária deve rever urgentemente a lógica linear dos seus sistemas produtivos. Não é uma questão ideológica, é uma questão ecológica, mais ainda, uma questão matemática: jamais os ciclos de produção serão fechados sob a lógica que se vive hoje.

O uso de dejetos animais na agropecuária é condição sine qua non para que os ciclos de nutrientes sejam fechados. Trata-se de uma prática milenar que jamais deveria ter sido abandonada pela “modernização” da agropecuária.

Todavia, já que o apelo ecológico parece não estar funcionando muito bem para motivar a mudança de atitude, propõe-se a valoração

econômica dos dejetos animais como indicador dessa lógica que se está tentando defender.

O método utilizado para a valoração dos dejetos apresentados aqui é bastante simples: a) utiliza-se o balanço de nutrientes para calcular a quantidade de nutrientes gerada pelas criações; b) essa quantidade gerada é convertida em quantidade de um fertilizante comercial (ureia, superfosfato simples e cloreto de potássio); c) foram utilizadas as séries históricas de preços dos fertilizantes comerciais; e d) o valor do fertilizante orgânico foi atribuído utilizando esses preços.

Alguns trabalhos nesse sentido foram desenvolvidos para a produção de leite (Silva et al., 2017, 2018, 2019a), suínos (Silva et al., 2018; Nascimento et al., 2019a, 2019b), aves (Nascimento et al., 2018, 2019c), bovinos de corte e ovinos (Silva et al., 2019b). Neste capítulo, serão apresentados os principais resultados dessas e de outras experiências. Aplicou-se o método de balanço de nutrientes (BN) para valorar os dejetos em uma fazenda produtora de leite, em um confinamento de gado de corte, em uma ovinocultura, em uma suinocultura e na produção de aves de corte. Os resultados detalhados constam a seguir.

## **Estudo de caso da bovinocultura leiteira**

Para a análise, considerou-se um sistema de produção com 59 vacas em lactação, com base nos dados da pesquisa realizada por Pereira et al. (2016) na região do Triângulo Mineiro-Alto Paranaíba, Minas Gerais. No sistema de produção em análise, há dois manejos: das águas (com animais em pasto) e de seca (com animais em confinamento). A estação de seca foi o período escolhido para realização do balanço pelo fato de os animais estarem em confinamento e haver a necessidade de manejo dos dejetos. Na estação chuvosa, os animais permaneciam no pasto, e a distribuição dos dejetos era feita naturalmente (Silva et al., 2019a).

O período de análise foi de 183 dias (abril a setembro), que, de acordo com Santos e Ferreira (2016) e Roldão e Assunção (2014), é a estação seca



na região de estudo. A produção total de leite no período foi de 140.361 kg (13 kg de leite por vaca por dia). O peso corporal médio dos animais foi de 550 kg e o consumo médio de 14 kg dia<sup>-1</sup> de matéria seca por animal. O total da dieta consumida foi de 151.158 kg na matéria seca.

Para o cálculo do balanço de nutrientes, foram consideradas somente as vacas em lactação, sem levar em conta a aquisição e venda de animais. Os nutrientes analisados foram N, P e K, que entraram por meio dos ingredientes da dieta e saíram pelo produto leite. Os cálculos foram feitos com base na matéria seca. O balanço foi calculado pela diferença entre a quantidade de N, P e K que entrou por meio dos alimentos e que saiu por meio da produção de leite. Os cálculos das entradas de N, P e K foram gerados considerando as médias desses elementos nas análises dos produtos utilizados na dieta (Silva et al., 2019a).

A dieta das vacas foi composta por 70% de silagem de milho, 21% de milho moído, 7% de farelo de soja e 2% de mistura mineral e vitamina na matéria seca. A composição dos alimentos foi obtida por meio da tabela brasileira de composição de alimentos para bovinos (Tabelas..., 2018).

A produção de leite total foi calculada pela média de produção por vaca por dia, multiplicada pelo número de vacas em lactação e pelo período analisado (183 dias). A composição do leite foi obtida pela tabela de composição de alimentos da Universidade Estadual de Campinas (Tabela..., 2011), na qual constam os seguintes percentuais: 0,502% de N; 0,082% de P; e 0,133% de K. As quantidades dos nutrientes presentes no leite foram calculadas multiplicando-se a produção total pelos teores de N, P e K.

O valor econômico dos dejetos foi calculado com base no preço médio de mercado dos fertilizantes equivalentes: ureia (45% de N), superfosfato simples (18% de P<sub>2</sub>O<sub>5</sub>) e cloreto de potássio (60% de K<sub>2</sub>O). Utilizaram-se os preços médios do ano de 2019 de acordo com o Instituto de Economia Agrícola (Instituto de Economia Agrícola, 2020). Para o N, considerou-se a perda por volatilização de 28%, segundo Xiccato et al. (2005).

A Tabela 1 apresenta as entradas, a saída e o balanço de nutrientes do sistema de produção de leite. O balanço foi positivo para os três nutrientes: as entradas foram maiores que as saídas. A entrada de N foi de 2.610,69 kg, a de P de 512,59 kg e a de K de 1.458,52 kg. Desses valores, 45%, 40% e 71% foram constituídos pela silagem de milho, respectivamente. Considerou-se que a diferença entre as entradas e a saída ficou no sistema na forma de dejetos que devem ser manejados, a fim de reduzir o potencial poluidor do sistema de produção. Sabe-se que parte dessa diferença é utilizada na formação dos ossos, tecidos e de outros processos fisiológicos dos animais (Silva et al., 2019a).

A quantificação dos nutrientes no dejetos e sua respectiva valoração econômica são apresentadas na Tabela 2. No período estudado, estimou-se que o valor do dejetos total, o valor do dejetos por vaca e o valor do dejetos por quilograma de leite foram de R\$ 19.205,67, R\$ 325,52 e R\$ 0,14, respectivamente.

**Tabela 1.** Quantificação de entrada, saída e balanço de nutrientes do sistema de produção de leite no período de confinamento.

Item	Quantidade por período (kg)		
Entrada (insumos)	N	P	K
Silagem de milho	1.248,44 (48%)	204,49 (40%)	1.033,20 (71%)
Milho moído	466,94 (18%)	80,71 (16%)	119,45 (8%)
Farelo de soja	895,31 (34%)	65,44 (13%)	241,09 (17%)
Mistura mineral	–	161,96 (32%)	64,78 (4%)
Total (entrada)	2.610,69 (100%)	512,59 (100%)	1.458,52 (100%)
Saída (produto)	N	P	K
Leite	704,01	115,10	186,68
Balanço (entrada – saída)	1.906,68	397,49	1.271,84

Fonte: Silva et al. (2019a).

**Tabela 2.** Quantificação de nitrogênio (N), fósforo (P) e potássio (K) e valoração do dejetos de bovinos de leite no período de confinamento (183 dias) em equivalência com os fertilizantes comerciais.

Item	N	P	K
Dejeto (kg)	1.906,68	397,49	1.271,84
Perdas por volatilização <sup>(1)</sup> (kg)	533,87	–	–
Quantidade aproveitável (kg)	1.372,81	397,49	1.271,84
Preço médio de mercado do fertilizante equivalente <sup>(2)</sup> (R\$ por kg)	1,95	1,37	1,98
Valor estimado do dejetos no período <sup>(3)</sup> (R\$)	5.948,85	3.645,55	9.611,27

<sup>(1)</sup>Considerou-se perda de N de 28%, de acordo com Xiccato et al. (2005).

<sup>(2)</sup>Adubo comercial utilizado para as seguintes estimativas: ureia (45% de N); superfosfato simples (18% de P<sub>2</sub>O<sub>5</sub>); e cloreto de potássio (60% de K<sub>2</sub>O); preços sugeridos e levantados no Instituto de Economia Agrícola de São Paulo para o ano de 2019 (Instituto de Economia Agrícola, 2020).

<sup>(3)</sup>Valor total do dejetos produzido = R\$ 19.205,67.

## Estudo de caso da bovinocultura de corte – confinamento

O BN foi calculado com base nos dados da pesquisa realizada por Sartorello (2016). O confinamento de bovinos de corte foi um sistema com produção anual de 27 mil animais no estado de São Paulo. Os animais pesavam no início do período 353,9 kg e no final 508,4 kg. O período de confinamento foi de 103 dias, com dois ciclos de produção no ano. Considerou-se taxa de mortalidade dos animais de 0,47%, que ocorreu, em média, aos 33 dias de confinamento. Assim, foram vendidos 26.873 animais por ano.

O consumo diário de matéria seca foi de 10,4 kg por animal e o total de dieta consumida foi de 28.828.575 kg de matéria seca. A dieta dos animais foi à base de bagaço de cana-de-açúcar in natura, polpa cítrica, sorgo, coprodutos do algodão e de soja (Tabela 3) (Sartorello, 2016).

Para os cálculos foram considerados os elementos N, P e K. As entradas corresponderam à dieta e aos animais comprados, e as saídas aos animais

**Tabela 3.** Composição da dieta dos bovinos em confinamento.

Alimento	Fornecimento	
	Percentual (%)	Quantidade de matéria seca (kg)
Bagaco de cana in natura	21,12	2,20
Polpa cítrica	12,29	1,28
Sorgo (grão moído)	40,40	4,20
Caroço de algodão	17,86	1,86
Farelo de algodão (38%–41%)	3,48	0,36
Soja (melaço)	2,08	0,22
Ureia pecuária	1,34	0,14
Sal mineral (com monensina)	1,40	0,15
Ração total	99,97	10,40

Fonte: Sartorello (2016).

vendidos ou mortos. A composição corporal dos animais em N, P e K foi estimada de acordo com Rasmussen et al. (2011). O balanço foi calculado pela diferença entre a entrada e a saída de N, P e K ocorridas no sistema.

O valor econômico dos dejetos foi calculado com base no preço médio de mercado dos fertilizantes equivalentes: ureia (45% de N), superfosfato simples (18% de  $P_2O_5$ ) e cloreto de potássio (60% de  $K_2O$ ). Utilizaram-se os preços médios do ano de 2019 de acordo com o Instituto de Economia Agrícola (Instituto de Economia Agrícola, 2020). Para o N, considerou-se a perda por volatilização de 28%, segundo Xiccato et al. (2005).

As entradas na produção de bovinos corresponderam à dieta e à compra de animais, com o total de 892.727,11 kg de N, 178.703,95 kg de P e 249.702,45 kg de K por ano. O balanço da produção de bovinos foi de 563.619,86 kg de N, 89.571,30 kg de P e 222.288,07 kg de K por ano (Tabela 4). O saldo do balanço representou a quantidade de nutrientes

**Tabela 4.** Quantificação de entrada, saída e balanço de nutrientes do sistema de produção de bovinos de corte.

Item	Quantidade por período (kg)		
	N	P	K
<b>Entrada (insumos)</b>			
Animais	257.963,94 (28,9%)	69.745,81 (39,0%)	19.108,44 (7,7%)
Bagaço de cana in natura	15.587,58 (1,7%)	1.826,67 (1,0%)	24.355,60 (9,8%)
Polpa cítrica	35.148,63 (3,9%)	4.606,17 (2,6%)	28.345,67 (11,4%)
Sorgo (grão moído)	177.039,37 (19,8%)	39.600,91 (22,2%)	58.236,63 (23,3%)
Caroço de algodão	164.769,31 (18,5%)	31.924,05 (17,9%)	61.788,49 (24,7%)
Farelo de algodão (38%–41%)	64.210,21 (7,2%)	11.638,10 (6,5%)	17.055,84 (6,8%)
Soja (melaço)	4.317,58 (0,5%)	1.199,33 (0,7%)	16.190,94 (6,5%)
Ureia pecuária	173.690,47 (19,5%)	–	–
Sal mineral (com monensina)	–	18.162,91 (10,2%)	24.620,83 (9,9%)
Total (entrada)	892.727,11 (100%)	178.703,95 (100%)	249.702,45 (100%)
<b>Saída (produto)</b>			
Animal (carne)	327.894,82	88.804,85	27.324,57
Animal (mortalidade)	1.212,43	327,81	89,81
Total (saída)	329.107,25	89.132,65	27.414,38
Balanço (entrada – saída)	563.619,86	89.571,30	222.288,07

que ficou no sistema, na forma de fezes e/ou urina (dejetos) (Silva et al., 2019b).

A quantificação dos nutrientes no dejetos e sua respectiva valoração econômica são apresentadas na Tabela 5. No período estudado, o valor total dos dejetos foi de R\$ 4.259.818,13 ou R\$ 0,31 por quilograma de peso vivo de boi vendido ou R\$ 158,52 por animal vendido.

**Tabela 5.** Quantificação de nitrogênio (N), fósforo (P), potássio (K) e valoração do dejetos de bovinos de corte produzido, em equivalência com os fertilizantes comerciais.

Item	N	P	K
Dejeto (kg)	563.619,86	89.571,30	222.288,07
Perdas por volatilização <sup>(1)</sup> (kg)	157.813,56	–	–
Quantidade aproveitável (kg)	405.806,30	89.571,30	222.288,07
Preço médio de mercado do fertilizante equivalente <sup>(2)</sup> (R\$ por kg)	1,95	1,37	1,98
Valor estimado do dejetos no período <sup>(3)</sup> (R\$)	1.758.493,96	821.493,24	1.679.830,93

<sup>(1)</sup>Considerou-se perda de N de 28%, de acordo com Xiccato et al. (2005).

<sup>(2)</sup>Adubo comercial utilizado para as seguintes estimativas: ureia (45% de N); superfosfato simples (18% de P<sub>2</sub>O<sub>5</sub>); e cloreto de potássio (60% de K<sub>2</sub>O); preços sugeridos e levantados no Instituto de Economia Agrícola de São Paulo para o ano de 2019 (Instituto de Economia Agrícola, 2020).

<sup>(3)</sup>Valor total do dejetos produzido = R\$ 4.259.818,13.

**Estudo de caso da ovinocultura de corte**

O BN foi calculado com base nos dados da pesquisa realizada por Raineri (2012). O sistema de produção de cordeiros foi elaborado a partir de uma fazenda representativa na região de São José do Rio Preto, São Paulo. Considerou-se um rebanho estabilizado com 300 matrizes e 3 reprodutores e venda de 343 cordeiros por ano. A dieta do rebanho era composta de pastagem, cana-de-açúcar, milho e farelo de soja. Os cordeiros foram vendidos para abate aos 90 dias de idade, com 38 kg de peso vivo. A dieta consistia de 12.204,01 kg de farelo soja, 14.929,81 kg de milho moído e 3.064,42 kg de sal mineral na matéria seca por ano.

Para o cálculo do balanço de nutrientes, considerou-se o rebanho estabilizado, sem a aquisição de animais, e venda somente de cordeiros. Os nutrientes analisados foram N, P e K. As entradas corresponderam aos ingredientes da dieta; e a saída, ao produto (cordeiros para abate). Os cálculos foram feitos com base na matéria seca. O balanço foi calculado pela

diferença entre a quantidade de N, P e K que entrou por meio dos alimentos e a saída por meio da produção da venda de cordeiros. Os cálculos das entradas de N, P e K foram gerados considerando as médias desses elementos nas análises dos produtos utilizados na dieta, como farelo de soja, milho e sal mineral. A composição dos alimentos foi obtida por meio da tabela brasileira de composição de alimentos para bovinos (Tabelas..., 2018).

A composição corporal dos animais em N foi estimada com base em Regadas Filho et al. (2013). As composições corporais de P e de K foram estimadas de acordo com Teixeira et al. (2013). O balanço foi calculado pela diferença entre a entrada e a saída de N, P e K ocorridas no sistema.

O valor econômico dos dejetos foi calculado com base no preço médio de mercado dos fertilizantes equivalentes: ureia (45% de N), superfosfato simples (18% de  $P_2O_5$ ) e cloreto de potássio (60% de  $K_2O$ ). Utilizaram-se os preços médios no ano de 2019 de acordo com o Instituto de Economia Agrícola (Instituto de Economia Agrícola, 2020). Para o N, considerou-se a perda por volatilização de 28%, segundo Xiccato et al. (2005).

A entrada de nutrientes na produção de cordeiros correspondeu somente à seguinte dieta: 1.167,66 kg de N, 306,07 kg de P e 372,81 kg de K por ano. O saldo foi de 887,75 kg de N, 215,95 kg de P e 351,14 kg de K por ano. O saldo do balanço representou a quantidade de nutrientes que ficou no sistema, na forma de fezes e/ou urina (Tabela 6) (Silva et al., 2019b).

A quantificação dos nutrientes no dejetos e sua respectiva valoração econômica são apresentadas na Tabela 7. No período de um ano, o valor dos dejetos total foi de R\$ 7.403,90 ou R\$ 0,57 por quilograma de peso vivo de cordeiro vendido ou R\$ 21,59 por animal vendido.

## **Estudo de caso da suinocultura**

Os dados de desempenho zootécnico (peso, ganho de peso, consumo de ração e conversão alimentar) utilizados para a análise do BN foram provenientes de estudo conduzido por Palhares et al. (2009) e Palhares

**Tabela 6.** Quantificação de entrada, saída e balanço de nutrientes do sistema de produção de ovinos.

Item	Quantidade por período (kg)		
Entrada (insumos)	N	P	K
Farelo de soja	951,72 (82%)	69,56 (23%)	256,28 (69%)
Milho moído	215,94 (18%)	37,32 (12%)	55,24 (15%)
Sal mineral	–	199,19 (65%)	61,29 (16%)
Total (entrada)	1.167,66 (100%)	306,07 (100%)	372,81 (100%)
Saída (produto)	N	P	K
Animal	279,91	90,12	21,67
Total (saída)	279,91	90,12	21,67
Balanço (entrada – saída)	887,75	215,95	351,14

**Tabela 7.** Quantificação de nitrogênio (N), fósforo (P), potássio (K) e valoração do dejetos dos ovinos (365 dias) em equivalência com os fertilizantes comerciais.

Item	N	P	K
Dejeto (kg)	887,75	215,95	351,14
Perdas por volatilização <sup>(1)</sup> (kg)	248,57	–	–
Quantidade aproveitável (kg)	639,18	215,95	351,14
Preço médio de mercado do fertilizante equivalente <sup>(2)</sup> (R\$ por kg)	1,95	1,37	1,98
Valor estimado do dejetos no período <sup>(3)</sup> (R\$)	2.769,78	1.980,56	2.653,56

<sup>(1)</sup>Considerou-se perda de N de 28%, de acordo com Xiccato et al. (2005).<sup>(2)</sup>Adubo comercial utilizado para as seguintes estimativas: ureia (45% de N); superfosfato simples (18% de P<sub>2</sub>O<sub>5</sub>); e cloreto de potássio (60% de K<sub>2</sub>O); preços sugeridos e levantados no Instituto de Economia Agrícola de São Paulo para o ano de 2019 (Instituto de Economia Agrícola, 2020).<sup>(3)</sup>Valor total do dejetos produzido = R\$ 7.403,90.



et al. (2010). Naquele experimento, suínos machos castrados (~31,5 kg; Landrace x Large White) foram submetidos a dietas basais nas fases de crescimento e terminação (~70 a 197 dias), em sistema de criação intensivo, por um período de 17 semanas.

Os resultados do estudo foram extrapolados para uma unidade de terminação (UT) com 773 animais. Essa decisão foi tomada de acordo com o tamanho médio das UTs encontradas no Brasil (Associação Brasileira dos Criadores de Suínos; Sebrae, 2016), cujo período de criação é de 117 dias com 7 dias de vazio sanitário (Embrapa, 2003).

Os animais foram submetidos a dietas à base de milho e coprodutos de soja, em um programa de alimentação composto por quatro fases (crescimento 1 e 2 e terminação 1 e 2), seguindo as recomendações para suínos machos castrados com alto potencial genético propostas por Rostagno et al. (2005; Tabela 8).

Como entrada no BN, foram consideradas apenas as quantidades de N, P e K consumidas via dieta e compra de leitões. Para a determinação das quantidades dos nutrientes, as dietas foram amostradas e sua composição nutricional para N, P e K foi definida por análise bromatológica. O consumo de dieta no período foi de 249,46 kg por animal e o total foi de 192.844,18 kg. A composição química de N, P e K presente na carne suína foi estimada de acordo com a Tabela de Composição Química dos Alimentos (Universidade Federal de São Paulo, 2018). O peso inicial dos animais foi em média de 31,5 kg.

Para a determinação das saídas de N, P e K via produto (carne suína), foi considerado o peso final dos animais (~135 kg) e o rendimento de carcaça de 80,23%, como observado por Bertol et al. (2015) para suínos machos castrados com peso vivo de 133,39 kg e alimentados com dietas à base de milho e coprodutos de soja, características zootécnicas e de manejo dietético semelhantes às do presente estudo. Dessa forma, o valor estimado de carne produzida (kg por animal) foi definido pelo peso final multiplicado pelo rendimento de carcaça (Silva et al., 2018).

**Tabela 8.** Composição centesimal e níveis nutricionais calculados das dietas<sup>(1)</sup> que compõem o programa de alimentação de suínos machos castrados.

Item	Crescimento		Terminação	
	1	2	1	2
Milho	67,04	69,31	76,78	81,43
Farelo de soja	28,57	25,99	19,96	15,22
Óleo de soja	1,937	1,985	1,381	1,499
Calcário calcítico	0,605	0,571	0,538	0,482
Fosfato bicalcico	1,211	0,953	0,802	0,820
L-Metionina	0,016	–	–	–
Sal comum	0,407	0,382	0,356	0,356
Suplemento vitamínico	0,075	0,075	0,075	0,075
Suplemento mineral	0,080	0,080	0,050	0,050
Colina 70%	0,014	0,017	0,023	0,028
BHT	0,010	0,010	0,010	0,010
Melhorador de desempenho	0,020	0,020	0,020	0,020
Caulim	0,010	0,612	0,010	0,010
Total	100	100	100	100
Níveis calculados				
Proteína bruta (%)	19,92	18,90	16,74	14,93
Energia metabolizável (kcal kg <sup>-1</sup> )	3.330	3.325	3.328	3.339
Energia líquida (kcal kg <sup>-1</sup> )	2.500	2.510	2.540	2.575
Fibra bruta (%)	2,380	2,309	2,180	2,059
Cálcio (%)	0,631	0,551	0,484	0,453
Fósforo disponível (%)	0,332	0,282	0,248	0,245
Sódio (%)	0,180	0,170	0,160	0,160
Metionina (%)	0,282	0,255	0,231	0,210
Lisina digestível (%)	0,895	0,829	0,679	0,559
Treonina digestível (%)	0,623	0,586	0,504	0,437
Triptofano digestível (%)	0,198	0,184	0,150	0,124

<sup>(1)</sup>Dietas formuladas de acordo com as recomendações de Rostagno et al. (2005), atendendo as exigências nutricionais de suínos machos castrados de alto potencial genético, com desempenho superior nas fases de crescimento e terminação.

A composição química de N, P e K presentes na carne suína foi estimada de acordo com a Tabela de Composição Química dos Alimentos (Universidade Federal de São Paulo, 2018). Para isso, foi considerada a carcaça de porco, crua, composta por carne magra e gordura. Para os cálculos, foram considerados os miúdos mecanicamente separados como material não aproveitado. Os valores de P e K foram expressos em miligramas. Para estimar o teor de N, a quantidade de proteína apresentada no produto foi dividida pelo fator de correção proposto por Kjeldahl (6,25). Posteriormente, os valores de N, P e K encontrados foram multiplicados pela quantidade total de carne produzida estimada e resíduo não consumível (Silva et al., 2018).

A valoração do dejetos suíno foi calculada com base no preço médio de mercado dos fertilizantes equivalentes – ureia (45% de N), superfosfato simples (18% de  $P_2O_5$ ) e cloreto de potássio (60% de  $K_2O$ ) –, e os preços foram levantados no Instituto de Economia Agrícola Instituto de Economia Agrícola, 2020). Considerou-se ainda o período de 120 dias de armazenamento dos dejetos suínos em esterqueira aberta (Kunz et al., 2005) e perda estimada de 50% do N devido à sua volatilização em amônia, sem perdas para P e K (Vivan et al., 2010).

Os resultados apontam que o farelo de soja é o principal responsável pela entrada de N e K no sistema, representando 61,79% e 60,38% de inclusão, respectivamente. Quanto ao P, o principal responsável pela sua entrada no sistema foi o fosfato bicálcico (52,27%). Sabidamente, o farelo de soja entra como ingrediente proteico em dietas de monogástricos (aves e suínos). Com isso, já era esperado que esse apresentasse a maior participação na inclusão de N no sistema. Da mesma forma, fontes inorgânicas de P, que frequentemente utilizam o fosfato bicálcico, são responsáveis por “corrigir” os níveis de P nas dietas de monogástricos, tendo em vista que a grande porção de P contida nos grãos se apresenta indisponível, na forma de fitato ou ácido fítico (Silva et al., 2018). O BN está apresentado na Tabela 9.

**Tabela 9.** Balanço de nitrogênio (N), fósforo (P) e potássio (K) nas fases de crescimento e terminação.

Item	Quantidade por período (kg) <sup>(1)</sup>		
Entrada (insumos)	N	P	K
Leitão	550,55 (10%)	39,91 (5%)	63,77 (5%)
Dieta	4.840,39 (90%)	690,00 (95%)	1.290,21 (95%)
Total (entrada)	5.390,94 (100%)	729,90 (100%)	1.353,98 (100%)
Saída (produto)	N	P	K
Resíduo de abate <sup>(2)</sup>	497,13	41,34	61,60
Carcaça <sup>(3)</sup>	1.867,09	130,03	212,25
Total (saída)	2.364,21	171,38	273,85
Balanço (entrada – saída)	3.026,72	558,58	1.080,13

<sup>(1)</sup>Consumo de ração total simulado para 773 animais em 117 dias; consumo de ração por animal = 249,48 kg.

<sup>(2)</sup>Níveis nutricionais contidos em miúdos de porco mecanicamente separados de acordo com a Tabela de Composição Química dos Alimentos ( Universidade Federal de São Paulo, 2018).

<sup>(3)</sup>Níveis nutricionais contidos em carcaça de porco, crua, composta por carne magra e gordura, de acordo com a Tabela de Composição Química dos Alimentos ( Universidade Federal de São Paulo, 2018).

Nas condições estudadas, o valor com a comercialização dos dejetos suínos em equivalência com os fertilizantes comerciais (N, P<sub>2</sub>O<sub>5</sub> e K<sub>2</sub>O) seria de R\$ 19.842,93, correspondendo a R\$ 0,19 por quilograma de suíno e R\$ 25,67 por animal (Tabela 10).

Considerando uma UT com 117 dias de alojamento e 7 dias de vazio sanitário, teríamos 2,94 lotes por ano. Dessa forma, com a venda dos dejetos suínos, ter-se-ia o acréscimo de R\$ 58.408,63 por ano na receita.

**Estudo de caso da avicultura de corte**

O BN foi calculado com base nos dados da pesquisa realizada por Nascimento (2017). Foram utilizados dados de experimento previamente

**Tabela 10.** Quantificação de nitrogênio (N), fósforo (P), potássio (K) e valoração do dejetos suíno<sup>(1)</sup> produzido (117 dias) com base nos fertilizantes comerciais equivalentes.

Item	N	P	K
Dejetos (kg)	3.026,72	558,58	1.080,13
Perdas por volatilização <sup>(1)</sup> (kg)	1.513,36	–	–
Quantidade aproveitável (kg)	1.513,36	558,58	1.080,13
Preço médio de mercado do fertilizante equivalente <sup>(2)</sup> (R\$ por kg)	1,95	1,37	1,98
Valor total estimado do dejetos produzido <sup>(3)</sup> (R\$)	6.557,90	5.122,48	8.162,56

<sup>(1)</sup>Considerou-se o armazenamento em esterqueira aberta por 120 dias (Kunz et al., 2005), com 50% de perda de N e sem perdas para P e K (Vivan et al., 2010).

<sup>(2)</sup>Adubo comercial utilizado para as seguintes estimativas: ureia (45% de N); superfosfato simples (18% de P<sub>2</sub>O<sub>5</sub>); e cloreto de potássio (60% de K<sub>2</sub>O); preços sugeridos e levantados no Instituto de Economia Agrícola de São Paulo para o ano de 2019 (Instituto de Economia Agrícola, 2020).

<sup>(3)</sup>Valor total do dejetos produzido = R\$ 19.842,93.

conduzido sobre desempenho zootécnico de frangos de corte (Cobb500) alimentados com dieta à base de milho e coprodutos de soja, com ou sem matriz nutricional valorizada para cálcio (Ca), P, proteína bruta e energia metabolizável, por 42 dias (Tabela 11). Para as estimativas, os dados foram extrapolados para propriedade correspondente à produção de frangos de corte no estado de São Paulo. Foi considerada uma criação de 29 mil frangos de corte em galpão com sistema de ventilação de pressão positiva e cama composta por palha de arroz com seis lotes por ano (Nascimento et al., 2018, 2019c).

Na entrada no BN, foram consideradas apenas as quantidades de N, P e K consumidos via dieta e compra de pintinhos e cama. A composição nutricional da dieta para N, P e K foi determinada por análise bromatológica. A dieta consumida no período de um ano foi de 834.677,05 kg. A quantidade de cama utilizada no sistema foi de 145 mil quilogramas.

**Tabela 11.** Composição centesimal e níveis nutricionais calculados a partir das dietas de frangos de corte.

Item	Porcentagem
Milho	64,11
Farelo de soja	30,29
Óleo de soja	2,06
Fosfato bicálcico	1,32
Calcário	0,77
Premix	0,67
Sal	0,41
L-Lisina	0,21
Treonina	0,07
DL-Metionina	0,03
Valina	0,06
Total	100,00
Níveis calculados	
Matéria seca (%)	88,94
Proteína bruta (%)	19,52
Gordura (%)	5,66
Fibra bruta (%)	2,59
Cinza (%)	4,54
Ca (%)	0,75
P (%)	0,59

Fonte: Nascimento (2017).

Para a determinação das saídas de N, P e K via produto (carne frango), foi considerado o peso final dos animais (~2,79 kg) e o rendimento de carcaça de 71,29%. A composição dos animais foi estimada pela quantidade de N, P e K nas penas, vísceras e carne. O balanço foi calculado pela diferença entre a entrada e a saída de N, P e K ocorridas no sistema.

A valoração da cama foi calculada com base no preço médio de mercado dos fertilizantes equivalentes – ureia (45% de N), superfosfato simples (18% de  $P_2O_5$ ) e cloreto de potássio (60% de  $K_2O$ ) –, e os preços foram levantados no Instituto de Economia Agrícola (Instituto de Economia Agrícola, 2020).

A cama foi responsável pelas entradas de 8,22%, 1,45% e 5,82% de N, P e K no sistema estudado, respectivamente. O BN está apresentado na Tabela 12.

**Tabela 12.** Balanço de nitrogênio (N), fósforo (P) e potássio (K) na produção de frangos de corte.

Item	Quantidade por período (kg)		
Entrada (insumos)	N	P	K
Cama	2.349,00 (8,22%)	72,50 (1,45%)	377,00 (5,82%)
Pintinhos	161,36 (0,56%)	16,54 (0,33%)	11,21 (0,17%)
Dieta	26.068,63 (91,22%)	4.924,59 (98,22%)	6.093,14 (94,01%)
Total (entrada)	28.578,99 (100%)	5.013,64 (100%)	6.481,35 (100%)
Saída (produto)	N	P	K
Penas	1.581,64	78,01	29,55
Vísceras	3.491,43	210,68	250,26
Carne	9.089,72	602,75	751,70
Total (saída)	14.162,79	891,44	1.031,52
Balanço (entrada – saída)	14.416,20	4.122,19	5.449,83

O valor da cama produzida no sistema com base no preço dos fertilizantes comerciais equivalentes totalizou R\$ 141.460,83, correspondendo a R\$ 0,81 por animal (seis lotes por ano) e a R\$ 0,29 por quilograma de frango (Tabela 13).

Este método de valoração que utiliza o BN fornece apenas uma estimativa do potencial de uso dos dejetos animais, uma vez que há um significativo *gap* entre o que foi gerado de dejetos e o que se consegue utilizar nas lavouras. Todavia é uma referência que parece ser bastante sensata.

Extrapolando esses resultados de experimentos para toda a produção nacional de bovinos, aves e suínos, estima-se o potencial total a ser gerado pelo País. Os resultados são apresentados na Tabela 14.

Trata-se apenas de mais uma simulação teórica, mas que mostra que o Brasil atenderia de sobra sua necessidade de N e K, mas ainda dependeria de P, uma vez que os solos brasileiros são realmente muito pobres desse nutriente. Parece ficar claro, portanto, o potencial que o País tem de reúso de nutrientes a partir do uso de dejetos animais. Talvez seja um caminho um pouco longo, mas que pode e deve ser traçado.

**Tabela 13.** Quantificação de nitrogênio (N), fósforo (P) e potássio (K) e valoração da cama de frangos de corte produzido com base nos fertilizantes comerciais equivalentes.

Item	N	P	K
Dejetos (cama) (kg)	14.416,20	4.122,19	5.449,83
Perdas por volatilização <sup>(1)</sup> (kg)	–	–	–
Quantidade aproveitável (kg)	14.416,20	4.122,19	5.449,83
Preço médio de mercado do fertilizante equivalente <sup>(2)</sup> (R\$ por kg)	1,95	1,37	1,98
Valor total estimado do dejetos produzido <sup>(3)</sup> (R\$)	62.470,22	37.806,24	41.184,37

<sup>(1)</sup>Não considerou perda por volatilização.

<sup>(2)</sup>Adubo comercial utilizado para as seguintes estimativas: ureia (45% de N); superfosfato simples (18% de P<sub>2</sub>O<sub>5</sub>); e cloreto de potássio (60% de K<sub>2</sub>O); preços sugeridos e levantados no Instituto de Economia Agrícola de São Paulo para o ano de 2019 (Instituto de Economia Agrícola, 2020).

<sup>(3)</sup>Valor total do dejetos produzido = R\$ 141.460,83.



**Tabela 14.** Quantidade estimada de esterco gerado pelas produções animais no Brasil, consumo nacional de fertilizantes e potencial de atendimento desse consumo com dejetos animal.

Produção	Quantidade de esterco (kg por cabeça por dia)	N	P	K
		(t por ano)		
Bovinos	27,0000	10.521.349	547.110	12.625.618
Suíños	2,3500	248.838	71.096	177.741
Aves	0,0550	412.680	235.817	206.340
Total (A)		11.182.866	854.024	13.009.700
Consumo de fertilizantes pelo Brasil (B)		4.286.577	2.251.800	5.032.222
Potencial de atendimento (A/B)		261%	38%	259%

Fonte: efetivo de animais – IBGE (2019); quantidade de esterco gerado por animal – fontes diversas; composição do esterco – Raj et al. (1997); consumo de fertilizantes – Associação Nacional para Difusão de Adubos (2019).

## O desafio

Qual é o tamanho do desafio para que essa possibilidade se torne mais próxima da realidade? Talvez o maior gargalo seja a logística.

De uma forma geral, a produção vegetal encontra-se distante da produção animal no País. Ainda há uma baixa utilização de tratamento de dejetos animais, o que faz com que a participação dos nutrientes de interesse nos esterco seja baixa em comparação com os fertilizantes comerciais. Além disso, há elevados custos de recolhimento e aplicação desse material no campo, o que demanda novas tecnologias de engenharia agrícola para viabilizar essa distribuição, do ponto de vista operacional e econômico.

Em relação à concentração dos nutrientes nos dejetos, como mencionado, a Tabela 15 mostra quantos quilogramas de esterco são necessários para que se tenha o mesmo poder fertilizante de 1 kg dos adubos.

**Tabela 15.** Quilogramas de esterco necessários para o mesmo poder fertilizante dos adubos comerciais.

Fertilizante	Bovino		Suíno	Ave
	Fresco	Curtido		
Ureia	90	30	64	32
Superfosfato simples	30	7	39	10
Cloreto de potássio	83	24	100	71

Fonte: Rajj et al. (1997).

Observa-se que são necessários muitos quilos de esterco para se equiparar ao poder fertilizante dos adubos comerciais. Por exemplo, seriam necessários 90 kg de esterco bovino fresco para que se tenha a mesma concentração de nitrogênio encontrada em 1 kg de ureia. São necessários 100 kg de esterco suíno para se equiparar a 1 kg de cloreto de potássio, e assim por diante.

O tratamento do esterco melhora substancialmente a relação. Com 30 kg de esterco bovino curtido – e não mais 90 kg –, seria obtida a mesma quantidade de nitrogênio encontrada em 1 kg de ureia. Mas, ainda assim, os custos de movimentação são bem maiores que os das fórmulas comerciais.

Finalmente, no atual cenário de preços relativos e custos, acaba sendo mais interessante economicamente fazer os nutrientes viajarem entre 14 mil e 18 mil quilômetros e serem jogados no mar, do que reestruturar a logística de localização das produções (vegetal e animal), a coleta, o tratamento e a aplicação dos dejetos nas lavouras.

Os mercados claramente não estão sendo eficientes para alocar os recursos da forma mais racional, e o motivo é simples: eles não incorporam os custos ambientais de emissões geradas pela queima de combustíveis em toda a logística, as emissões de gases de efeito estufa por parte dos fertilizantes nitrogenados, e tampouco parecem estar muito

preocupados com a escassez dos minerais, que serão problema apenas para as gerações vindouras.

Políticas públicas parecem ser necessárias para ajudar os mercados a funcionarem de forma mais eficiente.

## Considerações finais

O BN é uma ferramenta útil para avaliar e direcionar estratégias para planejamento, execução, monitoramento e ajustes no manejo produtivo de sistema pecuários. O BN pode ser usado para a valoração econômica dos dejetos de qualquer produção animal. O conhecimento do valor econômico dos dejetos é importante para a tomada de decisão gerencial da atividade, com a finalidade de melhorar a eficiência econômica e ambiental.

Como sugestão, os autores reforçam a importância do manejo dos nutrientes e do uso dos dejetos da produção animal como fertilizantes, como parte da rotina das propriedades produtoras de animais, empregando-o na própria propriedade ou vendendo-o como adubo, a fim de se dar o correto destino a esse produto, reduzindo o seu potencial poluente.

## Referências

ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DOS CRIADORES DE SUÍNOS – ABCS; SEBRAE.

**Mapeamento da suinocultura brasileira.** Brasília, DF: 2016.

ASSOCIAÇÃO NACIONAL PARA DIFUSÃO DE ADUBOS - ANDA. **Anuário dosetor de fertilizantes.** São Paulo, 2019. Disponível em: <https://anda.org.br/arquivos/>. Acesso em: 25 set. 2018.

BERTOL, T. M.; OLIVEIRA, E. A.; COLDEBELLA, A.; KAWSKI, V. L.; SCANDOLERA, A. J.; WARPECHOWSKI, M. B.; BERTOL, T. M.; OLIVEIRA, E. A.; COLDEBELLA, A.; KAWSKI, V. L.; SCANDOLERA, A. J.; WARPECHOWSKI, M. B. Meat quality and cut yield

of pigs slaughtered over 100 kg live weight. **Arquivo Brasileiro de Medicina Veterinária e Zootecnia**, v. 67, n. 4, p. 1166-1174, 2015.

EMBRAPA. **Produção de suínos**: planejamento da produção. 2003. Disponível em: <http://www.cnpsa.embrapa.br/SP/suinos/planejamento.html>. Acesso em: 25 set. 2018.

FIXEN, P. E. Reservas mundiais de nutrientes dos fertilizantes. **Informações Agronômicas, International Plant Nutrition Institute**, n. 126, June 2009.

GORDON, S. H.; BHOGAL, A.; WALKER, A. W. **Integration of organic poultry in whole farm systems**: manure nutrient budgets. 2002. Disponível em: [https://orgprints.org/8285/1/gordon\\_poultry\\_manure\\_nutrient.pdf](https://orgprints.org/8285/1/gordon_poultry_manure_nutrient.pdf). Acesso em: 25 set. 2018

IBGE. **Pesquisa Pecuária Municipal - PPM**: 1973/2019. Rio de Janeiro, 2019. Disponível em: <https://www.ibge.gov.br/estatisticas/economicas/agricultura-e-pecuaria/9107-producao-da-pecuaria-municipal.html?=&t=o-que-e>. Acesso em: out. de 2020.

INSTITUTO DE ECONOMIA AGRÍCOLA – São Paulo. **Preços médios mensais pagos pela agricultura**. Disponível em: [http://ciagri.iea.sp.gov.br/bancoiea\\_Testes/pagos2.aspx?cod\\_sis=5](http://ciagri.iea.sp.gov.br/bancoiea_Testes/pagos2.aspx?cod_sis=5). Acesso em: 2 mar. 2020.

KUNZ, A.; CHIOCHETTA, O.; MIELE, M.; GIROTTI, A. F.; SANGOI, V. **Comparativo de custos de implantação de diferentes tecnologias de armazenagem / Tratamento e distribuição de dejetos suínos**. Concórdia: Embrapa Suínos e Aves, 2005. (Circular técnica, 42).

NACIMENTO, R. A. **Análise econômica e desempenho de frangos de corte submetidos a dietas comerciais com matriz nutricional valorizada e suplementadas com superdosagem de fitase**. 2018. 72 f. Dissertação (Mestrado em Ciências) – Faculdade de Medicina Veterinária e Zootecnia, Universidade de São Paulo, Pirassununga.

NACIMENTO, R. A.; SILVA, M. F.; AFONSO, E. R.; OJEDA-ROJAS, O. A.; PALHARES, J. C. P.; GAMEIRO, A. H. Valoração econômica do dejetos suíno pelo balanço de nutrientes. In: SIMPÓSIO DE PÓS-GRADUAÇÃO E PESQUISA EM NUTRIÇÃO E PRODUÇÃO ANIMAL, 13., 2019, Pirassununga . **Anais [...]**. Pirassununga, 2019a.

NACIMENTO, R. A.; SILVA, M. F.; AFONSO, E. R.; OJEDA-ROJAS, O. A.; PALHARES, J. C. P.; GAMEIRO, A. H. Pig manure economic valuation by nutrient balance. In: ANNUAL MEETING OF THE EUROPEAN FEDERATION OF ANIMAL SCIENCE, 7<sup>th</sup>, 2019b. Ghent, Belgium. **Anais [...]**. Ghent, Belgium, 2019b.

NACIMENTO, R. A.; SILVA, M. F.; ANDRETA, J. M. B.; ARAUJO, L. F.; ARAUJO, C. S. S.; GAMEIRO, A. H. Economic evaluation of broiler litter by the nutrient balance. In: ANNUAL MEETING OF THE EUROPEAN FEDERATION OF ANIMAL SCIENCE, 7<sup>th</sup>, 2019c. Ghent, Belgium. **Anais [...]**. Ghent, Belgium, 2019c.

NACIMENTO, R. A.; SILVA, M. F.; ANDRETA, J. M. B.; ARAUJO, L. F.; ARAUJO, C. S. S.; GAMEIRO, A. H. Valoração econômica da cama de frango na produção de frangos de corte por meio do balanço de nutrientes. In: SIMPÓSIO DE PÓS-GRADUAÇÃO E PESQUISA EM NUTRIÇÃO E PRODUÇÃO ANIMAL, 12., 2018, Pirassununga. **Anais [...]**. Pirassununga, 2018.

PALHARES, J. C. P.; GAVA, D.; MIELE, M.; LIMA, G. J. M. M. **Influência da estratégia nutricional sobre o consumo de água de suínos em crescimento e terminação e sobre o custo do uso dos dejetos como adubo**. 2010. Disponível em: <https://pt.engormix.com/suinocultura/artigos/agua-suinos-custo-dejetos-adubo-t36855.htm>. Acesso em: 30 set. 2018.

PALHARES, J. C. P.; MIELE, M.; LIMA, G. J. M. M. Impacto de estratégias nutricionais no custo de armazenagem, transporte e distribuição de dejetos de suínos. In: SIMPÓSIO INTERNACIONAL SOBRE GERENCIAMENTO DE RESÍDUOS DE ANIMAIS ORDENAMENTO TERRITORIAL DAS PRODUÇÕES ANIMAIS E POLÍTICAS PÚBLICAS RELACIONADAS AO GERENCIAMENTO DOS RESÍDUOS ANIMAIS, 1., 2009, Florianópolis. **Anais [...]**. Florianópolis, 2009.

PEREIRA, M. N.; RESENDE, J. C.; PEREIRA, R. A. N.; SILVA, H. C. M. Indicadores de desempenho de fazendas leiteiras de Minas Gerais. **Arquivo Brasileiro de Medicina Veterinária e Zootecnia**, v. 68, n. 4, p. 1033-1042, July/Aug. 2016. DOI: [10.1590/1678-4162-8218](https://doi.org/10.1590/1678-4162-8218).

RAIJ, B. V.; CANTARELLA, H.; QUAGGIO, J. A.; FURLANI, A. M. C. **Recomendação de adubação e calagem para o Estado de São Paulo**. 2. ed. Campinas: IAC, 1997. 285 p. (Boletim técnico, 100).

RAINERI, C. **Desenvolvimento de modelo de cálculo e de indicador de custos de produção para a ovinocultura paulista**. 2012. 230 f. Tese (Doutorado em Ciências) – Faculdade de Medicina Veterinária e Zootecnia, Universidade de São Paulo, Pirassununga.

RASMUSSEN, C. N.; RISTOW, P.; KETTERINGS, Q. M. **Whole Farm Nutrient Balance Calculator**: user's manual. Ithaca: Cornell University, 2011. 19 p.

REGADAS FILHO, J. G. L.; PEREIRA, E. S.; PIMENTEL, P. G.; VILLARROEL, A. B. S.; MEDEIROS, A. N.; FONTENELE, R. M. Body composition and net energy requirements for Santa Ines lambs. **Small Ruminant Research**, v. 109, n. 2-3, p. 107-112, Jan. 2013. DOI: [10.1016/j.smallrumres.2012.07.011](https://doi.org/10.1016/j.smallrumres.2012.07.011).

ROLDÃO; A. F.; ASSUNÇÃO, W. L. Análise e Caracterização das Secas Sazonais na Mesorregião do Triângulo Mineiro/Alto Paranaíba – MG. **OBSERVATORIUM: Revista Eletrônica de Geografia**, v. 6, n. 16, p. 59-84, maio 2014.

ROSTAGNO, H. S.; ALBINO, L. F. T.; DONZELE, J. L.; GOMES, P. C.; OLIVEIRA, R. F.; LOPES, D. C.; FERREIRA, A. S.; BARRETO, S. L. T. **Tabela brasileira para aves e suínos**: composição de alimentos e exigências nutricionais. Viçosa, MG: Ed. da UFV, 2005.

SANTOS, J. G.; FERREIRA, V. O. A variabilidade pluviométrica na Mesorregião do Triângulo Mineiro/Alto Paranaíba-MG. **GeoTextos**, v. 12, n. 1, p. 233-265, 2016. DOI: [10.9771/1984-5537geo.v12i1.15791](https://doi.org/10.9771/1984-5537geo.v12i1.15791).

SARTORELLO, G. L. **Desenvolvimento de modelo de cálculo e de indicador de custos de produção para bovinos de corte em confinamento**. 2016. 191 f. Dissertação (Mestrado em Ciências) – Faculdade de Medicina Veterinária e Zootecnia, Universidade de São Paulo, Pirassununga.

SILVA, M. F.; NACIMENTO, R. A.; RAMALHO, E. A.; OJEDA-ROJAS, O. A.; PALHARES, J. C. P.; RENNO, F. P.; GAMEIRO, A. H. Valoração econômica dos dejetos na produção animal por meio do balanço de nutrientes: aplicações na bovinocultura leiteira e na suinocultura. In: BALIEIRO, J. C. C.; GAMEIRO, A. H.; PEREIRA, A. S. C.; RODRIGUES, P. H. M.; GARBOSSA, C. A. P.; BRUNETTO, M. A.; VENTURA, R. V. (org.). **Novos desafios da pesquisa em nutrição animal**. Pirassununga: 5D Editora, 2018, p. 182-200.

SILVA, M. F.; PALHARES, J. C. P.; GAMEIRO, A. H. Balanço de nutrientes. **Revista AG**, edição 206, p. 50-52, maio de 2017.

SILVA, M. F.; PALHARES, J. C. P.; GAMEIRO, A. H. Valoração econômica dos dejetos da fase de confinamento de um sistema de produção de leite. In: SIMPÓSIO INTERNACIONAL SOBRE GERENCIAMENTO DE RESÍDUOS AGROPECUÁRIOS E AGROINDUSTRIAS, SOCIEDADE BRASILEIRA DOS ESPECIALISTAS EM RESÍDUOS DAS PRODUÇÕES AGROPECUÁRIA E AGROINDUSTRIAL, 6., 2019, Florianópolis. **Anais [...]**. Florianópolis, 2019a.

SILVA, M. F.; SARTORELLO, G. L.; RAINERI, C.; REIS, B. Q.; PALHARES, J. C. P.; GAMEIRO, A. H. Valoração econômica dos dejetos de sistemas de produção de ovinos e de bovinos de corte. In: SIMPÓSIO DE PÓS-GRADUAÇÃO E PESQUISA EM NUTRIÇÃO E PRODUÇÃO ANIMAL, 13., 2019. Pirassununga. **Anais [...]**. Pirassununga, 2019b.

STEFFEN, W.; RICHARDSON, K.; ROCKSTRÖM, J.; CORNELL, S. E.; FETZER, I.; BENNETT, E. M.; BIGGS, R.; CARPENTER, S. R.; DE VRIES, W.; WIT, C. A.; FOLKE, C.; GERTEN, D.; HEINKE, J.; MACE, G. M.; PERSSON, L. M.; RAMANATHAN, V.; REYERS, B.; SÖRLIN, S. Planetary boundaries:

Guiding human development on a changing planet. **Science**, v. 347, n. 6223, Feb. 2015. DOI: [10.1126/science](https://doi.org/10.1126/science).

TABELA brasileira de composição de alimentos. 4. ed. Campinas: Nepa/Unicamp, 2011.

TABELAS brasileiras de composição de alimentos para bovinos. **Composição de alimentos**. Disponível em: <http://cqbal.agropecuaria.ws/bin/relatorios/filtroAlimentos.php>. Acesso em: 1 out. 2018.

TEIXEIRA, I. A. M. A.; RESENDE, K. T.; SILVA, A. M. A.; SOBRINHO, A. G. S.; HÄRTER, C. J.; SADER, A. P. O. Mineral requirements for growth of wool and hair lambs. **Revista Brasileira de Zootecnia**, v. 42, n. 5, p. 347-353, May 2013. DOI: [10.1590/S1516-35982013000500007](https://doi.org/10.1590/S1516-35982013000500007).

UNIVERSIDADE FEDERAL DE SÃO PAULO - UNIFESP. **Tabela de Composição Química dos Alimentos**. Disponível em: <http://tabnut.dis.epm.br/>. Acesso em: 25 set. 2018.

VIVAN, M.; KUNZ, A.; STOLBERG, J.; PERDOMO, C.; TECHIO, V. H. Eficiência da interação biodigestor e lagoas de estabilização na remoção de poluentes em dejetos de suínos. **Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental**, v. 14, n. 3, p. 320-325, 2010. DOI: [10.1590/S1415-43662010000300013](https://doi.org/10.1590/S1415-43662010000300013).

XICCATO, G.; SCHIAVON, S.; GALLO, L.; BAILONI, L.; BITTANTE, G. Nitrogen excretion in dairy cow, beef and veal cattle, pig, and rabbit farms in Northern Italy. **Italian Journal of Animal Science**, v. 4, n. sup3, p. 103-111, June 2005. DOI: [10.4081/ijas.2005.3s.103](https://doi.org/10.4081/ijas.2005.3s.103).





## Capítulo 8

# Custos e receitas do tratamento e do reúso de efluentes da suinocultura

Marcelo Miele

Airton Kunz

Marco Ramme

Fabiane Goldschmidt Antes

Evandro Carlos Barros

Ricardo Luis Radis Steinmetz

## Introdução

As tecnologias disponíveis para o correto manejo dos dejetos suínos nos estabelecimentos agropecuários atendem a diferentes propósitos. Quando há disponibilidade de áreas agrícolas próximas, com baixo custo de transporte dos dejetos, a melhor estratégia é sua aplicação no solo por meio de fertirrigação ou de tratores e caminhões-tanque. Nas situações em que a granja produtora de suínos for diversificada com pastagens, grãos ou outras culturas, ela se beneficia da redução nas despesas com adubação. Os biodigestores são uma opção no que se refere à produção de biogás para geração de energia elétrica, mecânica ou térmica, mas não removem nutrientes dos efluentes, não reduzindo a área agrícola necessária. Sua viabilidade dependerá não apenas da geração de energia, mas, em grande parte, dos custos de transporte e aplicação dos efluentes e

da disponibilidade de área própria para reduzir despesas com adubação, assim como ocorre com o dejetos bruto armazenado em esterqueiras.

Há duas alternativas para superar a limitação de áreas agrícolas próximas à granja. A compostagem permite a evaporação da água e a transformação dos dejetos líquidos em resíduos sólidos, para produção de adubo orgânico ou organomineral. Isso reduz os custos de transporte dos nutrientes, que podem ser comercializados a mais longas distâncias. Por sua vez, os sistemas de tratamento produzem um efluente de alta qualidade, com a possibilidade de reúso na granja. Podem ser arranjos que contemplem a biodigestão ou apenas lagoas de tratamento.

O Sistema de Tratamento de Efluentes da Suinocultura (Sistrates) é um processo biotecnológico modular, no qual ocorre a biodigestão anaeróbia e posterior remoção biológica de nitrogênio e remoção química de fósforo dos dejetos<sup>1</sup>. Permite obter alto nível de tratabilidade das águas residuárias da suinocultura, reduzindo a necessidade de área agrícola nos efluentes líquidos, além de possibilitar a reutilização do recurso hídrico nas instalações ou mesmo em projetos de piscicultura e permitir o descarte em corpos receptores. Também abre a possibilidade de agregar valor ao lodo com alta concentração de fósforo em fábricas de fertilizantes e em outros setores industriais. O arranjo tecnológico é inovador no País, buscando metodologias focadas na otimização e simplificação dos processos adaptados à realidade da produção animal brasileira.

O objetivo deste capítulo é apresentar a viabilidade econômica de uma unidade de referência tecnológica (URT) do Sistrates em Santa Catarina. O estudo de caso mede o desempenho verificado em 2018 e

---

<sup>1</sup> O desenvolvimento da tecnologia contou com aportes de conhecimento e de recursos humanos da Embrapa e da Universidade Federal de Santa Catarina (UFSC) e foi financiado pelo Sistema Embrapa de Gestão (SEG). Sua proteção jurídica foi requerida no Instituto Nacional da Propriedade Industrial (Inpi), via depósito do pedido de patente de invenção, processo nº 012110000780. Para informações sobre o Sistrates, acessar o vídeo do dia de campo disponível em: <https://www.youtube.com/watch?v=RdplKVI0S2s>.

2019, durante a instalação e a operação do sistema, no âmbito do projeto Processo Biotecnológico em Sistemas de Tratamento de Efluentes na Suinocultura – Sistrates<sup>2</sup>. Além disso, traça cenários para subsidiar a validação e a difusão da tecnologia, apresentando comparações com a alternativa de aplicação no solo dos efluentes da biodigestão (linha de base) e uma análise de sensibilidade a variações nos coeficientes técnicos e nos preços de mercado.

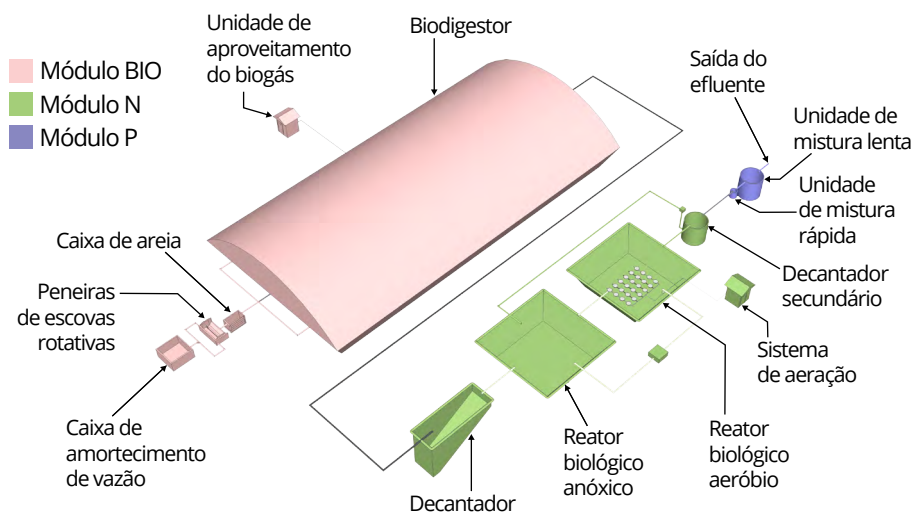
## A tecnologia Sistrates

O Sistrates, apresentado de forma esquemática na Figura 1, foi desenvolvido para superar os desafios impostos pela limitação de área agrícola quanto à absorção de dejetos na suinocultura de grande escala em regiões de alta concentração de rebanhos. O sistema é formado pelos módulos de biodigestão (módulo BIO), remoção de nitrogênio (módulo N) e remoção de fósforo (módulo P). A implantação de todos os módulos não é mandatória e pode ocorrer em fases, porém sempre é necessário seguir a sequência BIO-N-P para melhor eficiência do processo.

O dejetos bruto passa primeiramente por uma peneira com escovas rotativas para a remoção de sólidos grosseiros. Em seguida, o dejetos líquido passa por um decantador e é direcionado posteriormente ao módulo BIO, composto por dois biodigestores do tipo lagoa coberta (BLC),

---

<sup>2</sup> O projeto foi executado pela Embrapa Suínos e Aves, pela Master Agropecuária e pela Fundação Apoio à Pesquisa e ao Desenvolvimento (Faped). Foi financiado pelo Fundo de Desenvolvimento Técnico-Científico (Funtec) do Banco Nacional de Desenvolvimento Econômico e Social (BNDES) e pela Master Agropecuária, com recursos próprios ou financiados pelo Banco Regional de Desenvolvimento do Extremo Sul (BRDE), no âmbito do Programa ABC. Outro recurso importante veio das equipes de pesquisa das instituições e empresas parceiras do projeto, como a Ekodata – Tecnologia e Saneamento Ambiental. Para informações, acessar o portal da Embrapa Suínos e Aves, disponível em: <https://www.embrapa.br/suinos-e-aves/>.



**Figura 1.** Desenho esquemático do Sistrates.

Fonte: Kunz et al. (2011).

que recebem o efluente líquido do decantador. Os lodos da peneira, do decantador e dos BLCs são enviados a um biodigestor de alta eficiência, modelo CSTR (do inglês *continuous stirred tank reactor*), onde a biomassa passa por agitação e aquecimento. Completa o módulo BIO a unidade de geração de energia elétrica com geradores alimentados com o biogás produzido nos biodigestores, no qual é feita a filtragem do biogás e sua conversão em energia elétrica, parcialmente consumida no sistema de tratamento.

O efluente dos BLCs é direcionado para o módulo N, onde a remoção de nitrogênio é feita por processos biológicos de nitrificação e desnitrificação. A nitrificação ocorre em um tanque aeróbio dotado de um sistema de aeração com difusores de ar que geram nitrato. Em um tanque anóxico, ocorre o processo de desnitrificação, com a redução do nitrato a nitrogênio gasoso ( $N_2$ ). Em um decantador final, o sobrenadante é encaminhado ao módulo P (Bortolini et al., 2019). A eficiência de remoção de nitrogênio total obtida é superior a 85%, e a eficiência de remoção de

nitrogênio amoniacal é superior a 99%, com uma concentração de nitrogênio amoniacal no efluente inferior a  $20 \text{ mg L}^{-1}$ , o que atende a Resolução do Conselho Nacional de Meio Ambiente (Conama) nº 430/2011 (Conselho Nacional de Meio Ambiente, 2011), em relação ao limite desse parâmetro para lançamento em corpo hídrico receptor. A remoção de fósforo no módulo P é feita por um processo químico em que se adiciona uma suspensão de cal hidratada em um tanque chamado de unidade de mistura rápida, onde ocorre a precipitação de fosfato de cálcio  $[\text{Ca}_3(\text{PO}_4)_2]$ . Mais de 95% do fósforo é removido do efluente líquido na forma de lodo e é separado por decantação e descartado em um sistema de deságue em *bags*. Em seguida, pode ser seco, permitindo a recuperação do fósforo, que pode ser utilizado para diferentes finalidades, como a fabricação de fertilizantes e outros usos industriais. O sobrenadante do decantador é o efluente final do tratamento (Suzin et al., 2018).

O mercado potencial para o Sistrates é composto essencialmente por: 1) granjas de suínos de grande porte com limitação de área agrícola ou elevados custos para aplicação no solo dos dejetos ou efluentes da biodigestão, bem como com limitação de recursos hídricos e necessidade de tratamento dos efluentes para reúso; 2) granjas de suínos de pequeno e médio porte com limitação de área agrícola e potencial para implantar redes de coleta de dejetos por gravidade em microbacias hidrográficas visando ao saneamento rural; e 3) usinas centrais de biogás para cogeração de energia elétrica e térmica e venda de biometano (Resolução ANP nº 8, de 30/1/2015) (Conselho Nacional de Meio Ambiente, 2015).

Como a tecnologia Sistrates constitui uma mudança em relação ao atual padrão tecnológico predominante no tratamento de dejetos da suinocultura brasileira, representando maior risco para novos adotantes pioneiros no seu uso, foi instalado, em 2017 e 2018, um sistema que opera no campo em escala plena, na Granja São Roque, unidade de produção de leitões da empresa Master Agropecuária, situada em Videira, Santa Catarina ( $27^\circ 02' 37'' \text{S}$   $51^\circ 05' 44'' \text{W}$ ), que não dispõe de área agrícola para

destinação final dos dejetos. O sistema trata um volume de aproximadamente  $180 \text{ m}^3 \text{ dia}^{-1}$  de um rebanho de 6,3 mil matrizes para produção de leitões desmamados<sup>3</sup>. Essa granja foi escolhida para instalação de uma URT pelo fato de ter disponibilidade de recursos humanos e financeiros e, sobretudo, por seu histórico na busca de soluções ambientais inovadoras. A Ekodata – Tecnologia e Saneamento Ambiental foi responsável pela elaboração do projeto de engenharia e acompanhamento das obras civis e da instalação de equipamentos (Figura 2).

Foto: Júlio Gomes Filho



**Figura 2.** Sistrates instalado na Granja São Roque, Santa Catarina.

<sup>3</sup> A Granja São Roque é composta por três unidades, totalizando 10,1 mil matrizes para produção de leitões desmamados ou com creche, com um volume de dejetos de aproximadamente  $290 \text{ m}^3 \text{ dia}^{-1}$ . O Sistrates atende às unidades I e III.

## Metodologia

A metodologia utilizada foi um estudo de caso de uma URT do Sistrates, combinada com um estudo prospectivo, com a definição de cenários para a destinação final dos efluentes e lodos (Tabela 1), bem como análise de sensibilidade para os principais preços e coeficientes técnicos. Assim como em estudos prospectivos anteriores, que estimaram a viabilidade do Sistrates a partir de dados de bancada (Miele et al., 2011, 2015), utilizou-se a margem bruta (MB), o lucro líquido (LL) e o valor presente líquido (VPL) como critérios para a presente análise de viabilidade econômica de um projeto-piloto em escala que opera em condições reais de campo (Galesne et al., 1999; Guiducci et al., 2012). O desempenho do Sistrates (módulos BIO, N e P) foi comparado a uma situação na qual tenham sido realizados apenas os investimentos em biodigestão (BLC e CSTR) e geração de energia elétrica. Os dados, que foram obtidos a partir de entrevistas, consulta a demonstrativos contábeis e levantamentos

**Tabela 1.** Cenários para análise de viabilidade do Sistrates.

Sistema de tratamento	Cenário
Sistrates <sup>(1)</sup>	Projeto-piloto na URT (com custo de fertirrigação de lodos e efluentes e sem custo de destinação do lodo do módulo P) Lançamento dos efluentes em corpos receptores e retirada do lodo do módulo P por terceiros sem custo (ou os custos de secagem ou compostagem e transporte se igualam ao seu preço de venda) Lançamento dos efluentes em corpos receptores e destinação final do lodo do módulo P para aterro ou reciclagem
Biodigestores	Com área própria e fertirrigação Com área própria e caminho-tanque Sem área própria, mas retirada por terceiros sem custos Sem área própria e fertirrigação (situação anterior ao projeto) Sem área própria e caminho-tanque

<sup>(1)</sup>Em todos os cenários do Sistrates, não há disponibilidade de área própria.



em campo, referem-se à operação do Sistrates na Granja São Roque ao longo de 2018 e 2019. As entrevistas foram realizadas com a equipe de pesquisa da Embrapa Suínos e Aves, a equipe de gestão ambiental da Master Agropecuária e a equipe de engenharia ambiental da empresa Ekodata – Tecnologia e Saneamento Ambiental.

Os dados levantados foram os seguintes: valores de investimento inicial, custos (despesas e custos econômicos de depreciação e capital), potencial de geração de valor (valoração da produção de coprodutos), além da caracterização dos efluentes e lodos a partir de análises de laboratório e dos coeficientes técnicos para uso de insumos, serviços, mão de obra e equipamentos. Os cálculos para a área agrícola necessária basearam-se nos parâmetros da Instrução Normativa nº 11, do Instituto do Meio Ambiente de Santa Catarina (IMA), para licenciamento ambiental da suinocultura (Instituto do Meio Ambiente, 2014) e no *Manual de adubação e calagem para os estados do Rio Grande do Sul e de Santa Catarina* (Manual..., 2016).

## Resultados

### **Eficiência do tratamento e área necessária**

A tecnologia permitiu um alto nível de tratabilidade dos dejetos suínos da Granja São Roque nos anos de 2018 e 2019 (Tabela 2) e garantiu que o efluente líquido do módulo P (76% do volume inicial) estivesse apto a ser descartado em corpos receptores ou pudesse ser utilizado para reúso na lavagem das instalações. Os lodos requerem seu transporte e aplicação em áreas agrícolas (lodos do CSTR e do módulo N) ou sua exportação para fábricas de fertilizantes ou outros setores industriais (lodo do módulo P).

Comparando-se com os biodigestores, verifica-se redução na necessidade de área agrícola quando adotado o critério do nitrogênio (-68%),

**Tabela 2.** Volumes (m<sup>3</sup> dia<sup>-1</sup>), sólidos totais e concentração de nutrientes (g L<sup>-1</sup>) nos efluentes e lodos, por etapa do processo, nos anos 2018 e 2019.

<b>Etapas do processo</b>	<b>Volume</b>	<b>Sólidos</b>	<b>N</b>	<b>P</b>	<b>K</b>
Dejeto bruto <sup>(1)</sup>	181,3	16,8	2,6	0,4	0,8
Líquido da peneira	179,8	16,7	2,6	0,4	0,8
Sólidos da peneira	1,5	28,1	2,5	7,5	1,0
Efluente dos biodigestores	161,3	6,5	1,6	0,2	0,9
Lodo dos biodigestores	18,5	31,8	3,2	1,2	0,8
Lodo do módulo N	7,5	1,5	0,6	0,5	0,6
Efluente líquido do módulo P	137,0	0,0	0,3	0,01	0,5
Lodo do módulo P	6,0	60,0	0,03	5,0	12,0

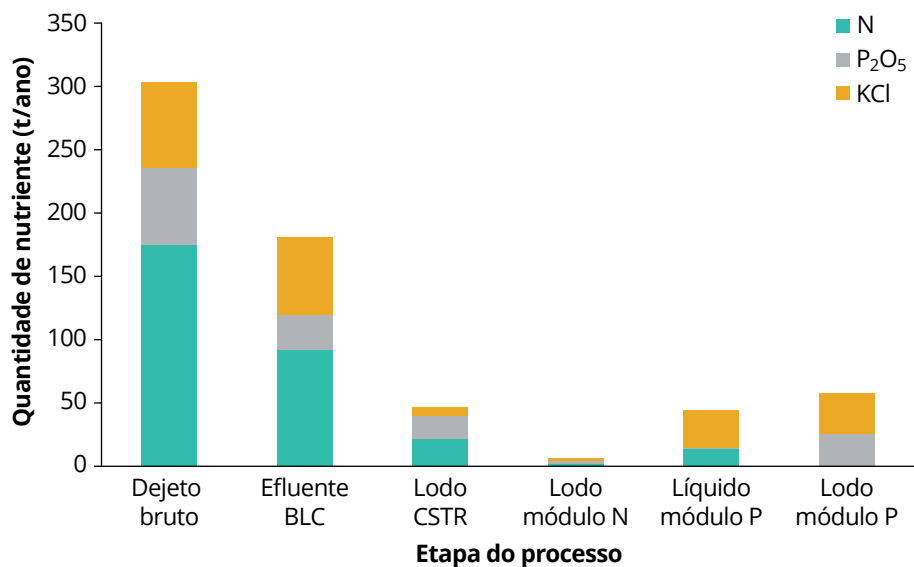
<sup>(1)</sup>Estimado a partir das medições do líquido e dos sólidos da peneira.

bem como a possibilidade de redução (-52%) pelo critério do fósforo, caso seja viabilizada a exportação do lodo do módulo P (Figuras 3 e 4)<sup>4</sup>.

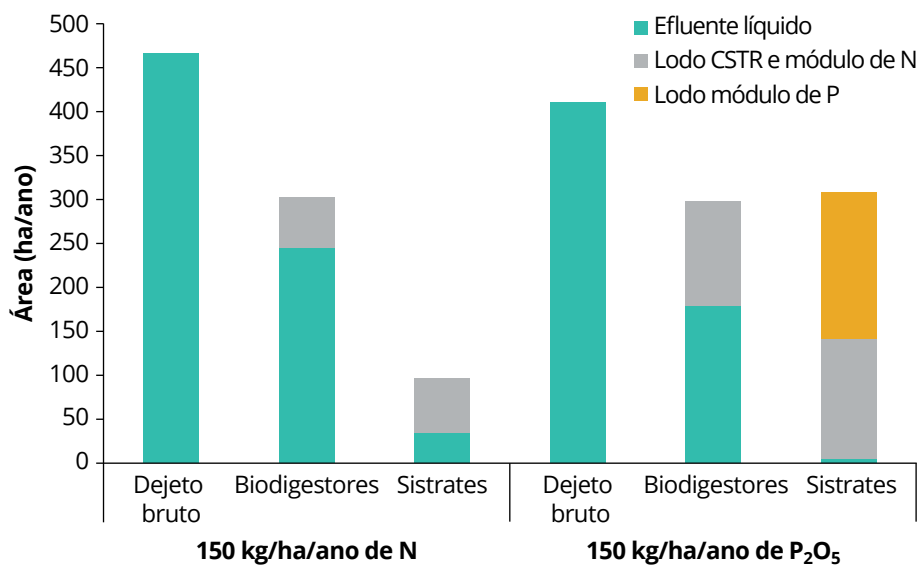
**Investimento, uso de insumos e coprodutos**

O investimento para implementar o Sistrates na escala necessária para tratar os dejetos de uma unidade produtora de leitões com 6,3 mil matrizes foi de R\$ 3,7 milhões ou R\$ 586 por matriz instalada (Tabela 3). Desconsiderando-se investimentos necessários para a adequação da granja (tubulações e bombas) e ajustando-se o valor dos geradores previamente instalados considerados superdimensionados, estima-se que o

<sup>4</sup> A redução da necessidade de área dos efluentes e lodos dos biodigestores em comparação ao dejetos bruto se deve a perdas de nitrogênio e decantação do fósforo no processo de biodigestão, bem como possíveis vieses de amostragem.



**Figura 3.** Quantidade de nutrientes por etapa do processo.



**Figura 4.** Área necessária por sistema de tratamento e tipo de efluente.

**Tabela 3.** Investimento por sistema e etapa do tratamento nos anos de 2017 e 2018 (R\$ mil).

Etapa do processo	Biodigestores (projeto novo)	Sistrates (projeto novo)	Sistrates (URT)
BLC (2 × 2.500 m <sup>3</sup> )	509	509	509
CSTR (700 m <sup>3</sup> )	308	308	308
Lagoa armazenagem (2 × 10.000 m <sup>3</sup> )	220	0	0
Outros <sup>(1)</sup>	208	201	281
Total (Módulo BIO)	1.244	1.018	1.101
Geradores (120 kVA + 100 kVA) <sup>(2)</sup>	550	550	900
Outros <sup>(3)</sup>	370	370	381
Total (Módulo Energia)	920	920	1.281
Sistema de aeração	0	415	415
Outros <sup>(4)</sup>	0	353	353
Total (Módulo N)	0	768	768
Equipamentos	0	209	209
Outros <sup>(5)</sup>	0	339	339
Total (Módulo P)	0	548	548
Total	2.165	3.253	3.696
Total (R\$ por matriz)	343	516	586

<sup>(1)</sup>Peneira e casa de sólidos, aquecimento da biomassa, controladores de vazão, tubulações e projeto.

<sup>(2)</sup>No projeto-piloto, considera-se um gerador de 330 kVA e outro de 100 kVA.

<sup>(3)</sup>Estrutura de alvenaria, transformador de 250 kVA, purificação do biogás e projeto.

<sup>(4)</sup>Estrutura de alvenaria, controlador de OD e pH, outros equipamentos e projeto.

<sup>(5)</sup>Estrutura de alvenaria, tubulação para corpo receptor e projeto.

valor de um projeto novo para a escala estudada possa ser de R\$ 3,25 milhões ou R\$ 516 por matriz instalada (64% para o módulo BIO, 21% para o módulo N e 15% para o módulo P). Esse valor impacta em 10% a 15% o investimento inicial em instalações e equipamentos de uma granja produtora de leitões desmamados. Um projeto novo apenas com a instalação do módulo BIO e de geradores de energia teria um valor de investimento estimado em R\$ 2,16 milhões ou R\$ 343 por matriz instalada, com um impacto de 5% a 6% no investimento na granja.

O Sistrates apresenta maior consumo de energia elétrica, de insumos químicos (antiespumante na partida do sistema e principalmente cal hidratada) e de *bags* para deságue de lodo (Tabela 4) pelo fato de ser uma proposta de tratamento dos efluentes da suinocultura. Nos anos 2018 e 2019, utilizou-se a fertirrigação para aplicação em área agrícola de terceiros do efluente líquido do módulo P e dos lodos do CSTR e do módulo N ( $153 \text{ m}^3 \text{ dia}^{-1}$ ). Após a renovação do licenciamento ambiental em 2020, iniciou-se o lançamento do efluente do módulo P no corpo receptor por meio de tubulações, reduzindo a zero a distribuição de efluente líquido. A exportação do lodo do módulo P está sendo validada e é uma meta do projeto em execução na URT.

Do ponto de vista do potencial de geração de coprodutos, a principal diferença é a menor disponibilidade de nutrientes para aplicação em áreas agrícolas e a possibilidade de reúso dos efluentes. A produção de biogás e de energia elétrica é a mesma, de 40 MW por mês<sup>5</sup>, entretanto, como o consumo de energia elétrica nos módulos N e P do Sistrates é significativamente maior do que o consumo no módulo BIO, há redução de cerca de 52% a 56% no excedente de energia elétrica (17 MW por mês).

---

<sup>5</sup> Apesar de não ser causado pela instalação dos módulos N e P, é importante destacar a baixa eficiência verificada na geração de energia elétrica, de aproximadamente  $1,2 \text{ kW m}^{-3}$  de biogás, cerca de 30% a 40% abaixo da eficiência preconizada pelos fabricantes de geradores.

**Tabela 4.** Uso de insumos e fatores de produção e potencial de geração de co-produtos por sistema de tratamento.

Insumo, fator e coproduto	Unidade	Biodigestores	Sistrates
Mão de obra <sup>(1)</sup>	Pessoas por mês	2 a 3	2
Serviço engenharia ambiental	Dias por mês	1	1
Consumo de energia elétrica <sup>(1)</sup>	MW por mês	2 a 5	23
Distribuição de lodos	m <sup>3</sup> dia <sup>-1</sup>	18	26
Distribuição de efluente líquido	m <sup>3</sup> dia <sup>-1</sup>	161	0 <sup>(2)</sup>
Exportação do lodo de P	m <sup>3</sup> dia <sup>-1</sup>	0	6 <sup>(3)</sup>
Antiespumante	L por ano	0	800
Cal hidratada	t por ano	0	30
Bags para deságue	Unidades por ano	0	25
Análises para licenciamento	Análises por ano	12	12
Manutenção	% sem investimento	5,0	5,0
Vida útil	Anos	15	15
NPK para aplicação <sup>(4)</sup>	t por ano	158	75
NPK para exportação <sup>(4)</sup>	t por ano	0	57
Água para reúso	mil m <sup>3</sup> por mês	0	4
Produção de biogás	mil m <sup>3</sup> por mês	33	33
Geração de energia elétrica	MW por mês	40	40

<sup>(1)</sup>O uso de fertirrigação para aplicação do efluente líquido implica uma pessoa a mais e maior consumo de energia elétrica.

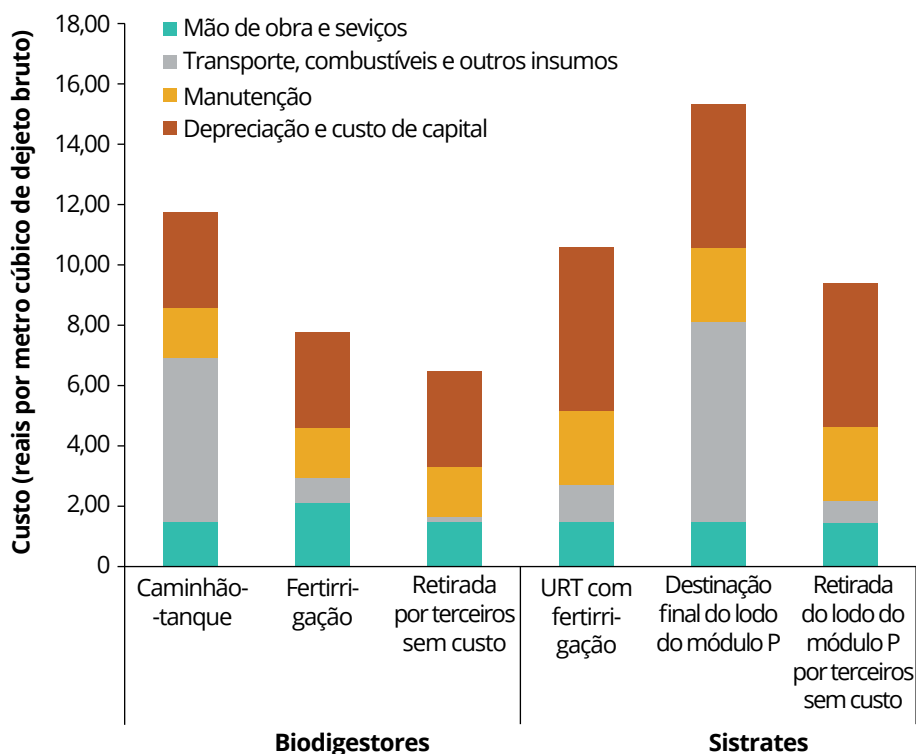
<sup>(2)</sup>Em 2018 e 2019, foi de 153 m<sup>3</sup> dia<sup>-1</sup>, a partir de 2020 foi reduzido para 0 m<sup>3</sup> dia<sup>-1</sup>.

<sup>(3)</sup>A partir de 2020.

<sup>(4)</sup>Somatório de N, P<sub>2</sub>O<sub>5</sub> e KCl disponível nos lodos e efluentes, com perdas de 60% de N e 0% de P<sub>2</sub>O<sub>5</sub> e KCl.

## Custos de tratamento e potencial de geração de valor

O custo do Sistrates instalado na URT em 2019 foi estimado em R\$ 58,2 mil por mês ou R\$ 10,55 por metro cúbico de dejetos bruto. Esse valor é composto essencialmente pelo custo de depreciação e de capital (51% do total) e pelas despesas de manutenção (23% do total), tendo em vista o maior valor do investimento nesse sistema (Figura 5). O custo da URT incluiu o uso de fertirrigação para o efluente do módulo P e para os lodos do CSTR e do módulo N e não considera a destinação final do lodo do módulo P, pelo fato de o projeto de validação ainda estar em execução.



**Figura 5.** Custos por sistema de tratamento e cenário de destinação de efluentes e lodos em 2019.

No cenário pessimista, no qual os efluentes líquidos são lançados em corpos receptores, mas o lodo do módulo P é destinado para aterro ou reciclagem a um custo de R\$ 180,00 por metro cúbico de lodo (Tabela 5), estima-se elevação de 456% no custo com transporte e combustíveis e de 55% no custo total do tratamento em relação à URT.

**Tabela 5.** Preços e valores de mercado em 2019.

Item	Unidade	R\$ por unidade
Mão de obra (inclui encargos e provisões)	Salário	3.435,89
Serviço de engenharia ambiental	Diária	1.530,00
Energia elétrica	kWh	0,55
Distribuição com fertirrigação sem mão de obra	m³	0,70
Distribuição com fertirrigação com mão de obra	m³	1,50
Distribuição com caminhão-tanque sem mão de obra <sup>(1)</sup>	m³	5,33
Distribuição com caminhão-tanque com mão de obra <sup>(1)</sup>	m³	6,13
Transporte do lodo de P (100 km)	m³	40,00
Destinação final do lodo de P (100 km)	m³	180,00
Antiespumante	L	4,22
Cal hidratada	t	477,00
Bags de secagem	Unidade	400,00
Análises para licenciamento ambiental	Mês	790,00
Juros sobre capital	% ao ano	5,00
Ureia	t	1.540,00
Superfosfato triplo	t	1.880,00
Cloreto de potássio	t	1.880,00
Fósforo (25% umidade, retirado na granja)	t	450,00
Água para reúso <sup>(2)</sup>	m³	0,31

<sup>(1)</sup>Transporte de 1,5 carga de 15 m³ por hora a um custo de R\$ 120,00 por hora.

<sup>(2)</sup>Custo para suprimento de água com um poço tubular profundo.



No cenário otimista, no qual os efluentes líquidos são lançados em corpos receptores e é viabilizada a retirada do lodo do módulo P por terceiros sem custo para a granja, estima-se redução de 44% no custo com transporte e combustíveis e de 5% no custo total do tratamento em relação à URT<sup>6</sup>. Essa premissa foi adotada porque se estimou que o custo para agregação de valor ao lodo do módulo P (secagem ou compostagem) seja equivalente ao seu potencial de receita de R\$ 450,00 por tonelada (Tabela 5).

O custo do módulo BIO com geradores instalados na URT e posterior aplicação de lodos e efluentes com fertirrigação em áreas de terceiros, em 2019, foi estimado em R\$ 42,9 mil por mês ou R\$ 7,77 por metro cúbico de dejetos bruto (Figura 5 e Tabela 6). Esse valor é composto essencialmente pelo custo de depreciação e de capital (41% do total) e pelas despesas com mão de obra (28% do total) e manutenção (21% do total). Apesar da necessidade de distribuição de 179 m<sup>3</sup> dia<sup>-1</sup> de efluentes e lodos, as despesas com transporte e combustíveis foram apenas 11% do custo total, devido ao reduzido custo da fertirrigação, de R\$ 0,70 por metro cúbico sem mão de obra e R\$ 1,50 por metro cúbico com mão de obra (Tabela 5). Essa era a situação prévia à instalação dos módulos N e P e deve ser considerada a linha de base para análises comparativas com o Sistrates.

No cenário com uso de caminhão-tanque ao custo de R\$ 5,33 por metro cúbico sem mão de obra e de R\$ 6,13 por metro cúbico com mão de obra (Tabela 5), estima-se uma elevação de 549% no custo com transporte e combustíveis e de 55% no custo total do tratamento em relação à fertirrigação. Nesse cenário, as despesas com transporte representam 46% do custo total. No cenário no qual terceiros com área agrícola retiram os lodos e efluentes sem custo para o suinocultor, estima-se uma redução de 17% no custo total do tratamento em relação à fertirrigação. Os custos nesse cenário são semelhantes aos da fertirrigação apenas por não haver despesas com transporte e combustíveis.

---

<sup>6</sup> As diferenças entre as estimativas dos custos da URT na Granja São Roque e as estimativas dos custos nos cenários conservador e otimista consideraram o valor do investimento inicial para um projeto novo (Tabela 3).

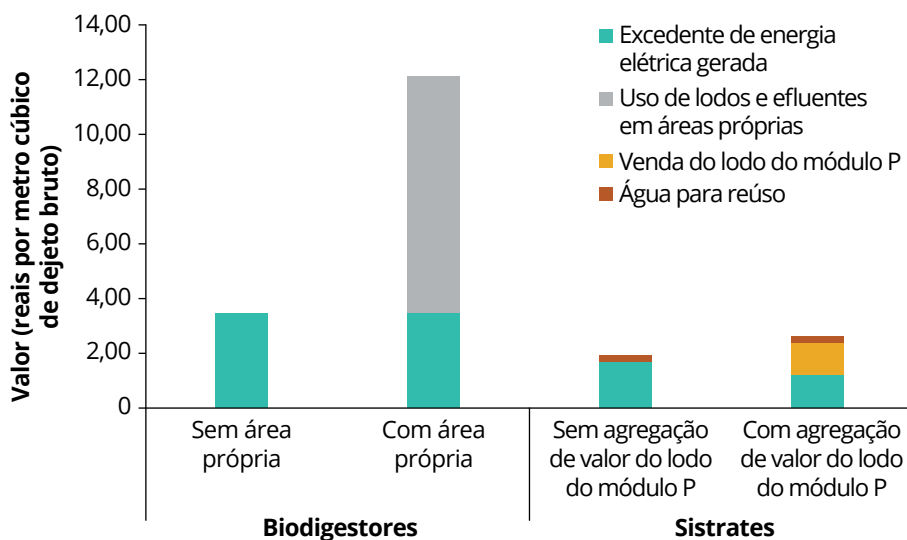
**Tabela 6.** Custos por sistema de tratamento e cenário de destinação de efluentes e lodos em 2019 (R\$ mil por mês e R\$ por metro cúbico de dejetos bruto).

Item de custo	Biodigestor			Sistrates		
	Caminhão-tanque	Fertirrigação	Retirada por terceiros sem custo	URT com fertirrigação sem custo com o lodo do módulo P	Destinação final do lodo do módulo P	Retirada do lodo do módulo P por terceiros sem custo
R\$ mil por mês						
Mão de obra e serviços	8,40	11,84	8,40	8,40	8,40	8,40
Transporte, combustíveis e insumos <sup>(1)</sup>	29,96	4,62	0,79	6,57	36,50	3,65
Manutenção	9,02	9,02	9,02	13,56	13,56	13,56
Depreciação e custo de capital <sup>(2)</sup>	17,38	17,38	17,38	29,68	26,12	26,12
Total	64,75	42,85	35,59	58,20	84,58	51,73
R\$ por metro cúbico de dejetos bruto						
Mão de obra e serviços	1,52	2,15	1,52	1,52	1,52	1,52
Transporte, combustíveis e insumos <sup>(1)</sup>	5,43	0,84	0,14	1,19	6,62	0,66
Manutenção	1,64	1,64	1,64	2,46	2,46	2,46
Depreciação e custo de capital <sup>(2)</sup>	3,15	3,15	3,15	5,38	4,74	4,74
Total	11,74	7,77	6,45	10,55	15,34	9,38

<sup>(1)</sup>O uso de energia elétrica foi contabilizado na redução do excedente de energia gerado, sendo seu custo igual a zero.

<sup>(2)</sup>Depreciação e custo de capital de um projeto novo, redução de 12% em relação ao projeto-piloto.

A principal fonte de geração de valor a partir dos dejetos da suinocultura, assim como dos lodos e efluentes de biodigestores, é o seu uso para adubação orgânica, que gera um benefício pela redução das despesas com adubação química de R\$ 8,64 a R\$ 12,19 por metro cúbico de dejetos bruto, dependendo das perdas de N por volatilização e dos preços dos fertilizantes (Tabela 5). Entretanto, essa possibilidade requer que a granja de suínos disponha de área agrícola suficiente para absorver esses dejetos de forma sustentável (Figuras 4 e 6 e Tabela 7)<sup>7</sup>.



**Figura 6.** Potencial de geração de valor por sistema de tratamento e tipo de coproduto em 2019.

<sup>7</sup> No presente estudo, estipulou-se uma taxa de aplicação de 150 kg ha<sup>-1</sup> por ano de P<sub>2</sub>O<sub>5</sub> e perda de 60% do N por volatilização. Esses parâmetros apresentam elevada variabilidade entre diferentes regiões produtoras e até mesmo entre diferentes granjas de uma mesma região.

**Tabela 7.** Potencial de agregação de valor por sistema de tratamento, tipo de coproduto e cenário de uso dos efluentes e lodos, em 2019 (R\$ mil por mês e R\$ por metro cúbico de dejetos bruto).

Coproducto	Biodigestor		Sistrates	
	Sem área própria	Com área própria	Sem agregação de valor do lodo de P	Com agregação de valor do lodo de P
R\$ mil por mês				
Excedente de energia elétrica gerada <sup>(1)</sup>	19,03	19,03	9,13	6,38
Uso de lodos e efluentes em áreas próprias <sup>(2)</sup>	0	47,66	0	0
Venda do lodo do módulo P <sup>(2)</sup>	0	0	0	6,57
Água para reúso	0	0	1,29	1,29
Total	19,03	66,69	10,42	14,24
R\$ por metro cúbico de dejetos bruto				
Excedente de energia elétrica gerada <sup>(1)</sup>	3,45	3,45	1,66	1,16
Uso de lodos e efluentes em áreas próprias <sup>(2)</sup>	0,00	8,64	0,00	0,00
Venda do lodo do módulo P <sup>(2)</sup>	0,00	0,00	0,00	1,19
Água para reúso	0,00	0,00	0,23	0,23
Total	3,45	12,09	1,89	2,58

<sup>(1)</sup>Considerado o uso de fertirrigação, com redução de 3 MW por mês no excedente de energia.

<sup>(2)</sup>Perdas de 60% de N e 0% de P<sub>2</sub>O<sub>5</sub> e KCl no valor fertilizante de lodos e efluentes.

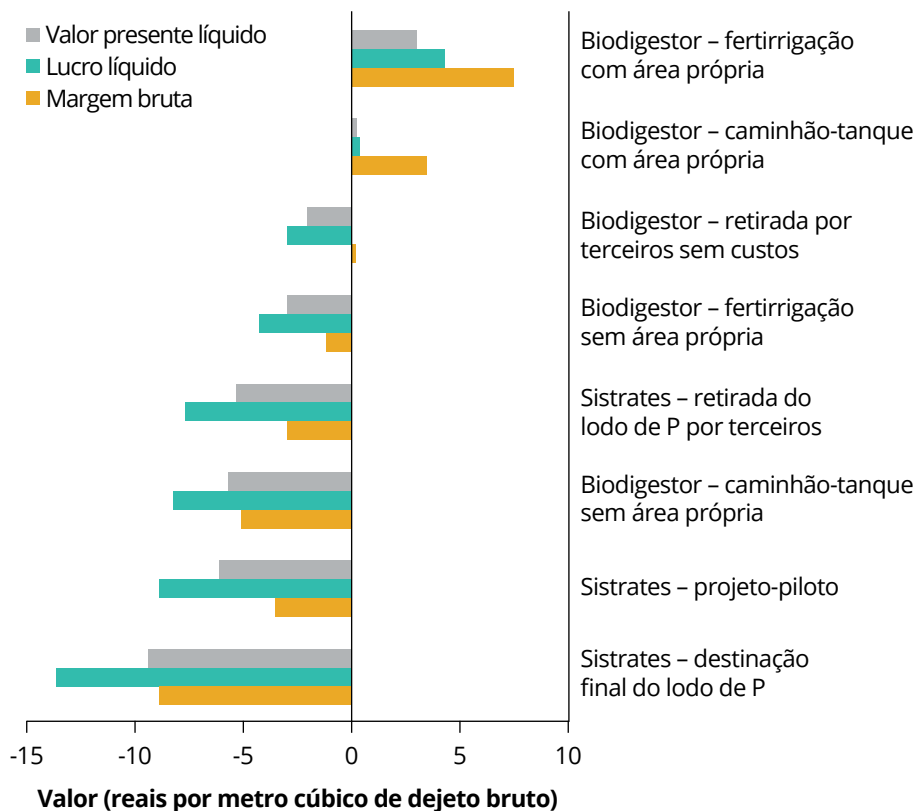
Quando não há disponibilidade de área agrícola, a principal fonte de geração de valor é a venda ou o uso do excedente de energia elétrica, estimado em R\$ 3,45 por metro cúbico de dejetos bruto no caso dos biodigestores e em R\$ 1,66 por metro cúbico no Sistrates<sup>8</sup> (Figura 6 e Tabela 7). O lodo do módulo de P também tem potencial de gerar valor pela sua venda, mas deve-se considerar o custo envolvido no seu beneficiamento (secagem ou compostagem) e no seu transporte. O reúso dos efluentes tratados pelo Sistrates também pode ser considerado um benefício econômico, porque reduz as despesas com poços tubulares profundos ou outras fontes. No entanto, seu impacto é pouco significativo diante da estrutura de preços verificada na agropecuária brasileira (Figura 6 e Tabelas 5 e 7).

### **Análise de viabilidade econômica dos tratamentos**

Os indicadores de viabilidade econômica são negativos nos cenários nos quais não há disponibilidade de área agrícola, tanto na tecnologia Sistrates quanto com o uso de biodigestores. Isso significa que a geração de valor com energia elétrica não é suficiente para cobrir as despesas do processo com mão de obra, transporte e combustíveis, insumos, serviços e manutenção ( $MB < 0$ ), ou para cobrir o custo total do processo, que é a soma das despesas, da depreciação e do custo de capital ( $LL < 0$ ), ou para cobrir o valor do investimento e das despesas ao longo da vida útil do projeto ( $VPL < 0$ ). A pior situação ocorre no cenário pessimista do Sistrates. Os resultados verificados na URT no período de 2018 e 2019 e estimados para o cenário otimista do Sistrates são significativamente melhores do que o cenário pessimista e semelhantes ao cenário de biodigestores com uso de caminhão-tanque sem disponibilidade de área agrícola (Figura 7 e Tabelas 8 e 9).

---

<sup>8</sup> Esse valor pode quase duplicar com o aumento da eficiência dos geradores para  $1,7 \text{ kW m}^{-3}$  de biogás, que é o padrão mínimo sugerido pelos fabricantes de equipamentos.



**Figura 7.** Margem bruta, lucro líquido e valor presente líquido por sistema de tratamento e cenário de destinação de efluentes e lodos em 2019.

O cenário com o uso de fertirrigação sem disponibilidade de área, que era a situação da Granja São Roque antes da instalação dos módulos N e P, também apresentou indicadores negativos, mas melhores do que os cenários anteriormente descritos e ligeiramente piores do que o cenário no qual a granja não dispunha de área agrícola, mas terceiros retiravam os lodos e efluentes sem custo para o suinocultor (neste último caso, a margem bruta foi positiva, mas próxima de zero). Os únicos cenários com viabilidade econômica são aqueles nos quais a granja dispõe

**Tabela 8.** Custos, geração de valor, margem bruta e lucro líquido por sistema de tratamento e cenário de destinação de efluentes e lodos em 2019 (R\$ por metro cúbico de dejetos bruto).

Cenário	Despesa (a)	Depreciação e custo de capital (b)	Custo total (c = a + b)	Geração de valor <sup>(1)</sup> (d)	Margem bruta (e = d - a)	Lucro líquido (f = d - c)
Sistrates – destinação final do lodo do módulo P para aterro ou reciclagem	-10,60	-4,74	-15,34	1,66	-8,95	-13,68
Sistrates – projeto-piloto na URT (sem custo de destinação do lodo do módulo P)	-5,17	-5,38	-10,55	1,66	-3,52	-8,90
Biodigestores – sem área própria e caminhão-tanque	-8,59	-3,15	-11,74	3,45	-5,14	-8,29
Sistrates – retirada do lodo do módulo P por terceiros sem custo (ou custo de transporte = receita da venda)	-4,64	-4,74	-9,38	1,66	-2,99	-7,72
Biodigestores – sem área própria e fertirrigação <sup>(2)</sup>	-4,62	-3,15	-7,77	3,45	-1,17	-4,32
Biodigestores – sem área própria, mas retirada por terceiros sem custos	-3,30	-3,15	-6,45	3,45	0,15	-3,00
Biodigestores – com área própria e caminhão-tanque	-8,59	-3,15	-11,74	12,09	3,50	0,35
Biodigestores – com área própria e fertirrigação	-4,62	-3,15	-7,77	12,09	7,47	4,32

<sup>(1)</sup>Não incluído o valor do reúso de água.

<sup>(2)</sup>Linha de base (situação anterior à instalação dos módulos N e P).

**Tabela 9.** Investimento inicial, entradas líquidas de caixa (ou margem bruta) e valor presente líquido por sistema de tratamento e cenário de destinação de efluentes e lodos em 2019.

Cenário	Investimento inicial (R\$ mil)	Entrada líquida de caixa <sup>(1)</sup> (R\$ mil por ano)	Valor presente líquido (R\$ mil)	Valor presente líquido (R\$ por metro cúbico)
Sistrates – destinação final do lodo do módulo P para aterro ou reciclagem	-3.253	-592	-9.397	-9,47
Sistrates – projeto-piloto na URT (sem custo de destinação do lodo do módulo P)	-3.696	-233	-6.112	-6,16
Biodigestores – sem área própria e caminhão-tanque	-2.165	-340	-5.695	-5,74
Sistrates – retirada do lodo do módulo P por terceiros sem custo (ou custo de transporte = receita da venda)	-3.253	-198	-5.306	-5,35
Biodigestores – sem área própria e fertirrigação <sup>(2)</sup>	-2.165	-77	-2.967	-2,99
Biodigestores – sem área própria, mas retirada por terceiros sem custos	-2.165	10	-2.062	-2,08
Biodigestores – com área própria e caminhão-tanque	-2.165	232	242	0,24
Biodigestores – com área própria e fertirrigação	-2.165	495	2.970	2,99

<sup>(1)</sup>A margem bruta representa as entradas líquidas de caixa. Não foi incluído o valor do reúso de água.

<sup>(2)</sup>Linha de base (situação anterior à instalação dos módulos N e P).



de área agrícola, beneficiando-se não apenas do excedente de energia elétrica, mas do valor do fertilizante dos lodos e efluentes. Entretanto, o uso de caminhão-tanque apresenta lucro líquido e valor presente líquido próximos de zero.

O cenário otimista para o Sistrates, no qual ocorre a exportação do lodo do módulo P sem custos (ou se seu custo de secagem, compostagem ou transporte for igual ao seu preço de venda), torna-se viável em relação ao uso de biodigestores sem disponibilidade de área agrícola quando os custos de transporte de lodos e efluentes forem de R\$ 4,76 por metro cúbico (ou R\$ 5,56 por metro cúbico com custo de mão de obra). No caso do cenário pessimista, com custos para destinação final do lodo do módulo P, o custo de transporte que viabiliza o tratamento em relação aos biodigestores é de R\$ 10,77 por metro cúbico (ou R\$ 11,57 por metro cúbico com custo de mão de obra).

Do ponto de vista da geração de coprodutos, além da necessidade de ampliar a eficiência de geração de energia para redução da margem bruta negativa verificada no Sistrates<sup>9</sup>, entende-se que a disponibilidade de água para reúso ou a agregação de valor no lodo do módulo P dificilmente podem tornar o tratamento viável ante a linha de base (biodigestores com uso de fertirrigação em áreas de terceiros). De fato, para isso ocorrer, o custo da água na granja deveria ser superior a R\$ 4,51 por metro cúbico no cenário otimista e R\$ 12,39 por metro cúbico no cenário pessimista. Da mesma forma, o lodo do fósforo com umidade de 25% deveria apresentar um preço de R\$ 1.715,74 por tonelada. Esses são valores muito superiores ao atual custo com poços tubulares profundos ou ao preço da matéria-prima das fábricas de adubo ou de compostagem (Tabela 5).

---

<sup>9</sup> A geração de energia elétrica minimamente viável para biodigestores deveria ser 30% a mais do que o verificado na URT ou corresponder a 1,6 kW m<sup>-3</sup> de biogás. Nessa situação, o investimento em biodigestores e geradores é compensado pelo excedente de energia elétrica.

## Considerações finais

O uso de arranjos tecnológicos como o Sistrates se justifica quando se leva em conta um novo cenário da suinocultura brasileira em que há aumento de escala e redução de área agrícola disponível na granja ou no seu entorno, o que tem elevado os custos com transporte e exportação dos nutrientes.

O seu desempenho técnico garante um alto nível de tratabilidade dos dejetos e permite que estabelecimentos suínocolas sem área suficiente para disposição dos efluentes líquidos e lodos possam reduzir não somente sua dependência de áreas agrícolas de terceiros, mas também os respectivos custos com transporte e aplicação.

Além disso, o reúso da água na própria granja ou o consórcio com outras atividades como a piscicultura constituem vantagens do processo ao racionalizar o uso dos recursos hídricos, diminuindo a pressão e a necessidade de captação de água de boa qualidade próximo aos mananciais.

Por sua vez, a presente análise descreve as limitações econômicas à adoção de sistemas de tratamento, pois os coprodutos como a geração de excedentes de energia elétrica, assim como as possibilidades de valorização dos lodos ricos em fósforo e do reúso de água, não são suficientes para arcar com os custos operacionais relacionados ao alto investimento inicial, como depreciação e custo de capital. Dessa forma, o Sistrates deve ser preconizado para granjas sem áreas agrícolas próprias ou com elevado custo de transporte dos dejetos ou efluentes da biodigestão.

## Referências

BORTOLOI, M.; KUNZ, A.; DE PRÁ, M. C.; SILVA, M. L. B.; CÉ, A.; SOARES, H. M. Simultaneous removal of nitrogen and organic carbon from swine wastewater using the pre-denitrification/nitrification process. **Revista Ambiente e Água**, v. 14, n. 2, p. 1-10, Mar. 2019. DOI: [10.4136/ambi-agua.2241](https://doi.org/10.4136/ambi-agua.2241).

BRASIL. Ministério de Minas e Energia. Agência Nacional do Petróleo, Gás Natural e Biocombustíveis. Resolução nº 8 de 30 de janeiro de 2015. **Diário Oficial da União**, 2 fev. 2015. Seção 1, edição 22, p. 10.

CONSELHO NACIONAL DE MEIO AMBIENTE (Brasil). **Resolução Conama nº 430 de 13 de maio de 2011**. Diário Oficial da União, 15 maio 2011. nº 92, p. 89. Disponível em: <http://www2.mma.gov.br/port/conama/legiabre.cfm?codlegi=646>. Acesso em: 20 maio 2020.

GALESNE, A.; FENSTERSEIFER, J. E.; LAMB, R. **Decisões de investimentos da empresa**. São Paulo: Atlas, 1999. 295 p.

GUIDUCCI, R. do C. N.; LIMA FILHO, J. R. de; MOTA, M. M. (ed.). **Viabilidade econômica de sistemas de produção agropecuários: metodologia e estudos de caso**. Brasília, DF: Embrapa, 2012. 535 p.

INSTITUTO DO MEIO AMBIENTE (SANTA CATARINA). **Instrução Normativa nº 11 Suinocultura, 2014**. Disponível em: <http://www.ima.sc.gov.br/index.php/licenciamento/instrucoes-normativas>. Acesso em: 20 maio 2020.

KUNZ, A.; ALBINO, J. J.; BORTOLI, M.; MIELE, M. **Sistrate: suinocultura com sustentabilidade ambiental e geração de renda**. Concórdia: Embrapa Suínos e Aves, 2011. 1 Folder.

KUNZ, A.; MIELE, M.; STEINMETZ, R. L. R. Advanced swine manure treatment and utilization in Brazil. **Bioresource Technology**, v. 100, n. 22, p. 5485-5489, 2009. DOI: [10.1016/j.biortech.2008.10.039](https://doi.org/10.1016/j.biortech.2008.10.039).

MANUAL de calagem e adubação para os estados do Rio Grande do Sul e de Santa Catarina. 11. ed. Porto Alegre: Sociedade Brasileira de Ciência do Solo; Comissão de Química e Fertilidade do Solo - RS/SC, 2016. 376 p.

MIELE, M. **A Suinocultura no Brasil e as Tecnologias no Âmbito do Plano ABC**. Concórdia: Embrapa Suínos e Aves, 2017 (Comunicado técnico, 549).

MIELE, M.; KUNZ, A.; CORREA, J. C.; BORTOLI, M.; STEINMETZ, R. Impacto econômico de um sistema de tratamento dos efluentes de biodigestores. In: CONGRESSO BRASILEIRO DE ENGENHARIA AGRÍCOLA, 40., 2011, Cuiabá. **Anais** [...]. Cuiabá: Sbea, 2011. 1 CD-ROM.

MIELE, M.; SILVA, M. L. B. da; NICOLOSO, R.; CORREA, J. C.; HIGARASHI, M. M.; KUNZ, A.; SANDI, A. J. Tratamento dos efluentes de usinas de biogás. **Revista de Política Agrícola**, v. 24, n. 1, p. 31-46, 2015.

SUZIN, L.; ANTES, F. G.; BEDENDO, G. C.; BORTOLI, M.; KUNZ, A. Chemical removal of phosphorus from swine effluent: the impact of previous effluent treatment technologies on process efficiency. **Water Air Soil Pollut**, Article number 341, p. 1-9, 2018. DOI: [10.1007/s11270-018-4018-4](https://doi.org/10.1007/s11270-018-4018-4).



## Capítulo 9

# Intenção de consumo de carne celular no Brasil e por que isto é importante<sup>1</sup>

Carla Forte Maiolino Molento

Júlia de Paula Soares Valente

Marina Sucha Heidemann

Germano Glufke Reis

## Introdução

Em comparação com as últimas décadas, espera-se que o crescimento da população global até 2050 seja mais lento. Apesar disso, a Organização das Nações Unidas para Agricultura e Alimentação (FAO) publicou um relatório que mostra que o consumo de carne tende a dobrar até a metade do século (FAO, 2014). Um consumo mais alto de carne implica, necessariamente, o aumento da sua produção, que, por sua vez, é acompanhado de intensificação dos sérios problemas ambientais e de ética animal decorrentes dos sistemas industrializados de produção de carne. Portanto, novos substitutos para a proteína animal tradicional estão sendo pesquisados (Hoek et al., 2011a).

---

<sup>1</sup> Este capítulo é baseado no seguinte artigo: VALENTE, J. P. S.; FIEDLER, R. A.; HEIDEMANN, M. S.; MOLENTO C. F. M. First glimpse on attitudes of highly educated consumers towards cell-based meat and related issues in Brazil. **PLOS ONE**, v. 14, n. 8, p. e0221129, Aug. 2019. DOI: [10.1371/journal.pone.0221129](https://doi.org/10.1371/journal.pone.0221129).

Entre as opções está a agricultura celular, uma nova tecnologia na produção de alimentos que, no futuro, poderá fornecer grandes quantidades de proteína de alta qualidade (Beker et al., 2017). A carne celular, também conhecida pelos nomes de carne limpa, cultivada, sintética, artificial, in vitro, cultivada em laboratório, carne sem abate e carne baseada em células (Tabela 1), é uma tecnologia inovadora e disruptiva. O nome da nova carne ainda é incerto e constitui uma questão importante, uma vez que se sabe que o nome exerce influência sobre quão positivas serão as intenções comportamentais do consumidor em relação ao produto (Bryant et al., 2019).

No que diz respeito à metodologia, a carne celular é baseada na cultura de tecido muscular, começando com a amostra de células retiradas de um animal vivo (Kadim et al., 2015; Stephens et al., 2018) e

**Tabela 1.** Breve lista comentada da nomenclatura utilizada em publicações sobre carne celular.

Nome	Comentário
Carne celular e carne cultivada	Termos que tendem a ser utilizados nas publicações mais recentes, pois estão centrados no processo produtivo e são considerados mais transparentes para os consumidores, o que tende a ser requerido na regulamentação sobre a carne cultivada. Ou seja, a nomenclatura indica para o consumidor que se trata de carne animal, porém cultivada a base de células. Ainda, esses termos são substancialmente livres de julgamento moral. Por essas razões, neste capítulo será adotada essa nomenclatura
Carne de laboratório, in vitro, artificial ou sintética	Sinônimos para carne celular que foram utilizados principalmente nas primeiras publicações sobre o assunto. O declínio de sua utilização provavelmente se deveu a uma associação intuitiva imediata e exagerada com artificialidade; a percepção de artificialidade pode gerar maior resistência entre os consumidores
Carne limpa e carne livre de abate	Sinônimos para carne celular que enfatizam a menor pegada ambiental em comparação à carne convencional. Eles também indicam o desacoplamento entre a produção de carne e o abate de animais. Apesar de menos utilizados, tais termos aparecem em publicações relevantes da área, talvez pelo seu apelo ético. Assim, eles podem ter relevância para grupos específicos, tais como aqueles ligados à proteção ambiental e à proteção animal

pesquisas continuam a obter esse produto cada vez mais semelhante à carne tradicional no que se refere aos aspectos cor, sabor, aroma, textura e palatabilidade. Apesar de um considerável progresso, ainda existem barreiras tecnológicas a serem superadas para que a carne celular seja produzida em larga escala e se torne uma alternativa à carne produzida convencionalmente (Kadim et al., 2015). Uma estratégia é a pesquisa com células-tronco. Nas últimas duas décadas, houve grande avanço na identificação, seleção e modificação de células-tronco, a fim de fornecer uma série de tipos de células viáveis para o cultivo de carne celular (Post, 2012). No entanto, alguns problemas ainda exigem pesquisas antes que a produção de carne celular em massa possa se tornar eficaz (Datar; Betti, 2010), como o desenvolvimento de uma estrutura semelhante ao sistema circulatório in vivo, capaz de fornecer nutrientes e oxigênio suficientes para permitir o crescimento do tecido muscular (Kadim et al., 2015).

Em relação aos meios de cultura, uma questão fundamental é a busca por ingredientes que não sejam de origem animal, como alternativas aos fatores de crescimento animal e soro sanguíneo (Stephens et al., 2018). Além disso, no músculo, existem outras células além das células musculares diferenciadas, que podem ser úteis para novas técnicas de cultivo muscular in vitro, como, por exemplo, as células musculares satélites, que são derivadas de células-tronco e são responsáveis pela regeneração muscular após lesão. Em relação aos mioblastos, ainda não há conhecimento suficiente sobre como mantê-los em um estado constante de multiplicação e também pode haver subconjuntos dessas células com capacidade regenerativa ainda melhor (Post, 2012). Assim, há espaço para muitas pesquisas, que provavelmente produzirão melhores soluções do que se pode antecipar neste momento.

Uma grande vantagem que favorece o desenvolvimento da tecnologia de carne celular é a menor pegada ambiental em comparação com o sistema convencional, em que se estima de 78,0% a 96,0% menos emissão de gases de efeito estufa, 99% menos uso da terra e 82,0% a 96,0% menos



uso de água (Tuomisto; Teixeira de Mattos, 2011). No entanto, existem algumas controvérsias em relação às emissões de gases de efeito estufa. O estudo conduzido recentemente por Lynch e Pierrehumbert (2019), que comparou as emissões de gases de efeito estufa em cenários prospectivos para os sistemas de produção de carne convencional e celular, relatou que inicialmente a carne cultivada resulta em menos aquecimento do que o gado; no entanto, em uma escala de centenas de anos, a carne celular pode ser mais perigosa do que o método tradicional devido ao acúmulo de CO<sub>2</sub>. Da mesma forma, Mattick et al. (2015) propuseram que, embora a carne celular possa exigir menos insumos agrícolas e uso da terra, pode estar associada a um considerável consumo de energia. Mais importante ainda, devido às muitas incertezas em termos de premissas a serem empregadas nas estimativas, essa área de estudo merece esforços contínuos.

Na verdade, o que motiva em especial o nosso envolvimento com esse tema é outro grande avanço da carne celular. Em 2014, o número de animais criados para a produção de alimentos e matérias-primas para a fabricação de produtos de uso humano em todo o mundo foi estimado em cerca de 0,99 bilhão de bovinos, 0,98 bilhão de porcos e 22,99 bilhões de aves (Heidemann et al., 2020a). A maioria dos bilhões de animais de produção vive sob condições abusivas ou negligentes da agricultura intensiva (Grandin, 2014). Além disso, a distribuição antrópica de biomassa dos bilhões de animais domésticos representa um fator intrínseco da redução do número de animais silvestres que compartilham nosso planeta, pois humanos e animais de produção estão utilizando uma parte significativa do total de átomos de carbono disponíveis no planeta. Prioritário para questões de bem-estar animal é o fato de a introdução da carne cultivada em células no mercado ter potencial para reduzir o sofrimento animal causado pela agricultura industrial, porque o sistema alternativo de produção de carne não exigirá o sofrimento característico das condições de confinamento intensivo e de abate; tal sofrimento é amplamente reconhecido.

As vantagens podem ser amplas, pois provavelmente a pressão atual para a criação intensiva de animais de produção diminuirá, beneficiando o bem-estar dos animais domésticos; certamente diminuirá o número total de animais de produção criados para alimentação no planeta, influenciando adicionalmente, como consequência, o bem-estar dos animais selvagens (Heidemann et al., 2020a). Portanto, as vantagens da inovação na produção de carne são indiscutíveis para o bem-estar animal.

Para que os benefícios da carne celular sejam alcançados, uma questão importante é a aceitação do consumidor. Hartmann e Siegrist (2017) revisaram dez artigos e, em oito deles, a maioria dos consumidores não reconheceu o impacto ambiental causado pela produção convencional de carne, enquanto nos outros dois 58,0% e 64,0% dos consumidores declararam preocupações. Em sua pesquisa sobre o consumo futuro de carne celular, Verbeke et al. (2015) observaram que 100% dos 179 participantes desconheciam o assunto e ficaram chocados com a possibilidade da multiplicação de células animais *in vitro* para consumo humano.

Outra pesquisa (Siegrist; Sütterlin, 2017), que teve como objetivo analisar a reação do consumidor em relação aos problemas de saúde que podem surgir devido ao consumo de carne tradicional ou carne celular, mostrou que as pessoas estão mais dispostas a aceitar os riscos oferecidos pela proteína produzida convencionalmente do que a proteína produzida por novas tecnologias; no entanto, enfatizou-se que a quantidade de informações disponíveis para os participantes em cada método de produção era diferente, e essa diferença pode ter interferido nos resultados.

Além disso, é provável que as características culturais desempenhem um papel importante na aceitação da carne celular e, portanto, parece relevante entender a percepção e as opiniões dos consumidores com diferentes origens. A maioria das informações disponíveis relata dados obtidos na Europa, nos EUA e na Austrália (Hartmann; Siegrist, 2017), de forma que são necessários avanços no conhecimento de outras regiões geográficas. As atitudes nos países que são os principais atores no cenário

da indústria de carne parecem especialmente importantes, devido à magnitude de seus papéis nessa cadeia produtiva.

Nesse sentido, o Brasil é reconhecido como segundo produtor de gado e frango e quarto produtor de porcos no mundo (Silva, 2018), criando aproximadamente 215 milhões de bovinos, 1,42 bilhão de frangos e 41 milhões de porcos (Faostat, 2018; Silva, 2018). Tais números sugerem que as atitudes dos consumidores brasileiros em relação à carne celular são centrais nas discussões, tanto pelo impacto no consumo doméstico quanto pelas atitudes brasileiras em relação à carne, que podem influenciar as estratégias futuras que o País adotará para a sua importante participação nas atividades de comércio mundial de carne.

Assim, nosso objetivo foi promover o conhecimento das atitudes dos consumidores brasileiros em relação à carne celular e abordar as suas importantes consequências. Devido à diversidade geográfica e cultural brasileira, este estudo objetivou compreender inicialmente as atitudes do Sul do Brasil, estudando moradores das duas maiores cidades dos estados do Paraná e Santa Catarina, Curitiba e Joinville, respectivamente.

## **Metodologia do estudo**

Moradores de Curitiba, capital do Paraná e cidade mais populosa do estado, e Joinville, cidade mais populosa do estado de Santa Catarina, foram convidados a participar de uma pesquisa on-line por meio da plataforma Google Forms, no período de março a julho de 2018. O link para a pesquisa foi distribuído por e-mail e publicado nas redes sociais, com método de amostragem do tipo bola de neve, em que se solicita aos entrevistados que multipliquem a divulgação da pesquisa (Goodman, 1961). Para ambas as cidades, a pesquisa pretendia atingir o público em geral. Do total de 739 entrevistados, 408 moravam em Curitiba, 218 em Joinville e 113 em outras cidades; entrevistados de outras cidades não foram considerados nas análises. Assim, foram avaliadas as respostas de 626 participantes.

O tamanho mínimo da amostra para cada cidade foi calculado com a seguinte fórmula (Santos, 2015):

$$n = \frac{N \times Z^2 \times p \times (1 - p)}{Z^2 \times p \times (1 - p) + e^2 \times (N - 1)}$$

em que:

$n$  = tamanho da amostra;

$N$  = tamanho da população;

$Z$  = nível de confiança;

$e$  = erro;

$p$  = proporção da amostra.

De acordo com a estimativa oficial de 2018 (IBGE, 2018), o tamanho da população era de 1.917.185 pessoas em Curitiba e 583.144 em Joinville, resultando no tamanho amostral de 385 para Curitiba e 384 para Joinville, com uma margem de erro de 5,0% e nível de confiança de 95,0%. Como o número total de participantes de Joinville (218) foi inferior ao tamanho amostral calculado para uma margem de erro de 5,0%, a mesma fórmula foi usada para calcular o erro de uma amostra fixa de 218 participantes, resultando em uma margem de erro de 6,6%. Adicionalmente, o método de amostragem resultou em uma amostra caracterizada pela super-representação de respondentes com alto nível de escolaridade.

O questionário continha 14 perguntas de três tipos: aberta, múltipla escolha ou escala Likert de cinco pontos. As questões de 1 a 6 abordaram dados demográficos, as questões de 7 a 11 eram sobre opiniões acerca da carne convencional e a questão 12 especificamente sobre a carne celular. O vídeo Clean Meat – A Vision of the Future<sup>2</sup> foi reproduzido com legendas em português após a pergunta 12, para fornecer algum nível de conhecimento a todos os entrevistados e auxiliar nas respostas das perguntas 13 e 14. O vídeo explica em termos simples o processo usado

---

<sup>2</sup> Disponível em: [https://www.youtube.com/watch?v=\\_GgP6jo5DTM&t=31s](https://www.youtube.com/watch?v=_GgP6jo5DTM&t=31s).

para obtenção de carne celular a partir de uma pena caída naturalmente de um frango de corte.

Os dados foram comparados entre as cidades e o gênero dos entrevistados, usando o teste de Mann-Whitney – para perguntas com mais de duas opções de resposta – e o teste qui-quadrado – para perguntas que tinham como opções “sim” ou “não” –, analisados com o software Minitab, versão 18, com um nível de confiança de 95,0%.<sup>3</sup>

## Resultados e discussão

A maioria dos entrevistados era do gênero feminino (69,6% em Curitiba e 58,3% em Joinville), com idade entre 20 e 29 anos (37,0% e 33,9%) e com ensino superior (59,6% e 66,1%, Tabela 2). O percentual de mulheres na população em geral é de 52,3% em Curitiba e 49,6% em Joinville (IBGE, 2018), ou seja, menor que o percentual de mulheres que participaram do estudo. A maior porcentagem de entrevistadas está, provavelmente, relacionada ao baixo controle amostral da pesquisa on-line (Malhotra, 2019); também pode haver um efeito relevante das diferenças de interesse entre mulheres e homens em questões relacionadas à carne (Schlindwein; Kassouf, 2006) e ao bem-estar animal (De Backer; Hudders, 2015). A maior porcentagem de jovens respondentes pode estar relacionada à proximidade com a internet e as mídias sociais e à conscientização das preocupações éticas e de bem-estar animal (IBGE, 2010; Ekesbo, 2018).

O baixo controle amostral produziu uma característica importante em nosso conjunto de dados: a alta porcentagem de entrevistados com diploma universitário, que, na população em geral, é menor – 16,4% em Curitiba e 9,6% em Joinville (IBGE, 2010). Provavelmente isso é uma consequência das formas utilizadas para convidar os participantes, por

---

<sup>3</sup> Este trabalho foi aprovado pelo Comitê de Ética em Pesquisa com Humanos da Universidade Federal do Paraná – protocolo nº 2.501.247-2018.

**Tabela 2.** Dados demográficos de 408 e 218 entrevistados de Curitiba e Joinville, respectivamente, em uma pesquisa on-line realizada no período de março a julho de 2018.

Variável	Categoria	Número de respondentes (%)		Total
		Curitiba	Joinville	
Gênero	Feminino	284 (69,6)	127 (58,3)	411
	Masculino	124 (30,4)	91 (41,7)	215
Idade (anos)	≤ 19	56 (13,7)	19 (8,7)	75
	20–29	151 (37,0)	74 (33,9)	225
	30–39	78 (19,1)	50 (22,9)	128
	40–49	66 (16,2)	45 (20,7)	111
	≥ 50	57 (14,0)	30 (13,8)	87
	Até o ensino médio	31 (7,6)	22 (10,1)	53
Escolaridade	Ensino superior (incompleto)	134 (32,8)	52 (23,9)	186
	Ensino superior (completo)	70 (17,2)	41 (18,8)	111
	Pós-graduação	173 (42,4)	103 (47,2)	276

meio de redes sociais dos autores e da amostragem do tipo bola de neve (Goodman, 1961), as quais tenderam a envolver mais pessoas em níveis educacionais semelhantes àqueles das pessoas que as recrutavam. Assim, nossos resultados representam, principalmente, a percepção e as opiniões de pessoas com alto nível de escolaridade, sendo necessários trabalhos adicionais para entender as visões dos outros grupos educacionais, assim como também de regiões geográficas do Brasil.

Em relação ao consumo de carne, 85,3% dos entrevistados de Curitiba e 89,4% de Joinville consumiam pelo menos uma vez na semana (Tabela 3). Comparativamente, no único outro artigo sobre carne celular que relatou dados sobre a frequência do consumo de carne, Hoek et al.

**Tabela 3.** Frequência de consumo de carne de 408 e 218 entrevistados de Curitiba e Joinville, respectivamente, em uma pesquisa on-line realizada no período de março a julho de 2018, e de 253 britânicos e 318 holandeses.

Origem do respondente	Número de respondentes	Número de respondentes (%)		
		Não consome	Consumo intermediário: 1 a 3 (C e J) ou 1 a 4 (UK e H) vezes por semana	Consumo elevado: 4 (C e J) ou 5 (UK e H) vezes por semana ou mais
Curitiba (C)	408	60 (14,7)	42 (19,3)	266 (65,2)
Joinville (J)	218	23 (10,5)	82 (20,1)	153 (70,2)
Reino Unido (UK) <sup>1</sup>	253	26 (10,3)	156 (61,5)	71 (28,2)
Holanda (H) <sup>1</sup>	318	19 (6,0)	132 (41,5)	167 (52,5)

<sup>1</sup>Fonte: Hoek et al. (2011b).

(2011b) descobriram que 89,7% dos entrevistados britânicos e 94,0% dos holandeses consumiam carne de uma a quatro vezes por semana. Em Curitiba 14,7% e em Joinville 10,6% dos entrevistados não consumiam carne ( $p = 0,28$ , Mann-Whitney). As porcentagens estão próximas dos resultados de uma pesquisa oficial realizada pelo Ibope Inteligência (2012), na qual 14,0% dos brasileiros se declararam vegetarianos. Quando o consumo é analisado de acordo com o gênero, os homens apresentaram consumo de carne significativamente maior que as mulheres ( $p < 0,01$ , Mann-Whitney). Tal resultado também está de acordo com a literatura, pois o consumo de carne está relacionado ao gênero (Ruby; Heine, 2011) e os homens estão menos propensos a reduzir o consumo de carne ou mudar para uma dieta baseada em vegetais (Graça et al., 2015).

Sobre a importância da carne, 56,4% dos entrevistados de Curitiba e 56,9% daqueles de Joinville afirmaram que a carne é importante em sua dieta ( $p = 0,99$ , Mann-Whitney). O consumo de carne foi relatado como muito importante por 42,7% dos homens e 28,5% das mulheres ( $p < 0,01$ ,

Mann-Whitney). Schösler et al. (2015) também relataram alta associação entre o gênero masculino e o consumo de carne na Turquia. A porcentagem de entrevistados que afirmaram que a carne é importante em sua dieta é menor que aquela de respondentes que declararam ser consumidores de carne, o que pode revelar alguma flexibilidade em relação às dietas vegetarianas. Tal flexibilidade pode estar associada ao rápido crescimento do vegetarianismo em muitos países, como é o caso no Brasil. Em pesquisas oficiais realizadas pelo Ibope Inteligência (2012), 8,0% dos brasileiros declararam ser vegetarianos em 2012 e 14,0% em 2018 (Ibope Inteligência, 2018), demonstrando um aumento de 75,0% em um período de 6 anos.

Para a questão aberta sobre a percepção de problemas relacionados com o consumo de carne, 48,2% dos entrevistados de Curitiba e 55,1% de Joinville responderam que não percebiam nenhum problema ( $p = 0,10$ , Mann-Whitney). Entre os que afirmaram ter percebido problemas, os principais temas relatados foram semelhantes nas duas cidades: 1) bem-estar animal (69,4% em Curitiba e 48,1% em Joinville, 62,9% no geral por aqueles que afirmaram ter visto problemas), usando palavras como crueldade, sofrimento e abate; 2) questões ambientais (36,1% em Curitiba e 46,9% em Joinville, 39,4% no total), com palavras como poluição, desmatamento e uso da água; e 3) saúde humana (27,9% em Curitiba e 27,2% em Joinville, 27,7% no geral), citando câncer e problemas digestivos, entre outros problemas de saúde. Resultado interessante que merece mais pesquisas é a evidente alta prioridade para os problemas de carne relacionados ao bem-estar animal, citados por quase o dobro de entrevistados (62,9%) em comparação ao segundo tema, questões ambientais (39,4%). O mesmo padrão de gênero observado para outras respostas foi evidenciado novamente, pois uma proporção maior de homens (65,6%) relatou não haver problema no consumo de carne em comparação com as mulheres (49,4%) ( $p < 0,01$ , Mann-Whitney).



A Tabela 4 mostra as porcentagens de respostas “sim” e “não” à pergunta sobre a possibilidade de o respondente parar de comer carne. Nas duas cidades, as respostas concentraram-se em torno de 50,0% para “sim” e “não” ( $p = 0,97$ , qui-quadrado), com uma média geral de 49,2% para “sim” e 50,8% para “não”. Os principais motivos apontados pelos que responderam “sim” foram bem-estar animal (49,2% em Curitiba e 36,1% em Joinville, 44,9% no geral para quem respondeu “sim”), saúde humana (25,9% em Curitiba e 32,0% em Joinville, 27,9% no geral) e meio ambiente (17,8% em Curitiba e 27,8% em Joinville, 21,1% no total). Esses resultados mostram mais uma vez o bem-estar animal como o argumento mais citado. Quanto à disposição de parar de comer carne, a maioria das mulheres (58,6%) pararia de comer carne, enquanto a maioria dos homens (68,8%) não pararia de comer carne ( $p < 0,01$ , qui-quadrado).

Quanto às alternativas à carne, 70,9% dos entrevistados conheciam pelo menos um substituto (71,6% em Curitiba e 69,7% em Joinville;  $p = 0,63$ , qui-quadrado; e 75,2% de mulheres e 62,8% de homens;  $p < 0,01$ , qui-quadrado). Os principais substitutos mencionados foram os grãos (70,9% em Curitiba e 77,6% em Joinville, 73,2% no geral para os entrevistados que

**Tabela 4.** Porcentagens de respostas dadas à pergunta: “Você pararia de comer carne?”. Foram entrevistados 408 e 218 pessoas de Curitiba e Joinville, respectivamente, em uma pesquisa on-line realizada no período de março a julho de 2018.

Variável	Categoria	Número de respondentes (%)		P-value
		Sim	Não	
Cidade	Curitiba	201 (49,3)	207 (50,7)	0,97
	Joinville	107 (49,1)	111 (50,9)	
Gênero	Feminino	241 (58,6)	170 (41,4)	< 0,01
	Masculino	67 (31,2)	148 (68,8)	

afirmaram conhecer substitutos de carne), os legumes em geral (32,9% em Curitiba e 30,3% em Joinville, 32,0% no total) e os ovos (11,6% Curitiba e 11,2% Joinville, 11,5% no total). Segundo Day (2013), uma dieta baseada em vegetais é nutricionalmente adequada à saúde humana e suas maiores fontes de proteína são grãos de cereais e leguminosas alimentares, desde que o consumo individual médio de proteína para manutenção permaneça em  $0,8 \text{ g kg}^{-1}$ , conforme as recomendações da Academia de Nutrição e Dietéticos (American College of Sports Medicine..., 2015). Além disso, Parker e Valdiveloo (2019) relataram que não há consenso sobre os resultados de saúde referentes ao consumo de ovos, mas os grãos integrais permanecem associados à defesa em relação a algumas doenças. Portanto, nossos resultados sugerem algum conhecimento dos entrevistados sobre dietas sem carne.

Quanto ao conhecimento específico sobre agricultura celular, 81,6% dos entrevistados de Curitiba e 82,6% de Joinville afirmaram ter pouco ou nenhum conhecimento sobre o assunto ( $p = 0,87$ , Mann-Whitney). No que diz respeito ao gênero, 82,7% das mulheres e 80,5% dos homens sabiam pouco ou nada sobre o assunto ( $p = 0,36$ , Mann-Whitney). Verbeke et al. (2015) relataram que 51,0% dos entrevistados da Bélgica desconheciam completamente a agricultura celular, enquanto 36% tinham ouvido falar sobre isso, mas não sabiam o que significava. Da mesma forma, nossos resultados mostram que uma pequena porcentagem dos entrevistados apresentou conhecimento sobre carne à base de células. Além disso, tal resultado pode ser influenciado pelo fato de um maior percentual de entrevistados possuir diploma de ensino superior, em comparação à população média brasileira, que, portanto, pode apresentar níveis ainda mais baixos de conhecimento sobre carne celular. No entanto, é nossa percepção de que esse nível de conhecimento está incorporado em um conjunto dinâmico de informações e, como tal, é provável que melhore rapidamente, uma vez que as notícias sobre carne celular são cada vez mais frequentes em diferentes tipos de mídia.

Depois de assistir ao vídeo, os entrevistados responderam se comeriam carne da agricultura celular. Muitos entrevistados (41,9% em Curitiba e 34,4% em Joinville, 39,3% no total,  $p < 0,03$ , Mann-Whitney) responderam “sim” sem nenhum condicional (Tabela 5). A diferença significativa entre as cidades reitera a importante influência de aspectos geográficos e culturais e motiva novos estudos. Como as duas cidades estão localizadas na região Sul do Brasil, a 130 km de distância, provavelmente serão observadas diferenças maiores entre outras regiões geográficas brasileiras ou em diferentes países. Além disso, os entrevistados responderam “não sei” (20,6% em Curitiba e 23,9% em Joinville, 21,7% no geral) ou “depende” (24,5% em Curitiba e 23,9% em Joinville, 24,3% no geral) de fatores como gosto, consequências para a saúde, preço e mais informações sobre o assunto. Assim, a aceitação potencial de carne celular no Brasil parece alta, com espaço suficiente para que a nova tecnologia faça parte do mercado de carne.

Em 2015, Verbeke et al. (2015) realizaram um estudo com cidadãos belgas, portugueses e britânicos divididos em grupos focais e on-line; ambos foram apresentados aos riscos e benefícios da carne vermelha.

**Tabela 5.** Porcentagens de respostas dadas à pergunta: “Você comeria carne originária da agricultura celular?”. Foram entrevistadas 408 e 218 pessoas de Curitiba e Joinville, respectivamente, em uma pesquisa on-line realizada no período de março a julho de 2018.

Variável	Categoria	Número de respondentes (%)				P-value
		Sim	Depende	Não sei	Não	
Cidade	Curitiba	171 (41,9)	100 (24,5)	84 (20,6)	53 (13,0)	0,03
	Joinville	75 (34,4)	52 (23,9)	52 (23,9)	39 (17,9)	
Gênero	Feminino	162 (39,4)	89 (21,7)	104 (25,3)	56 (13,6)	0,68
	Masculino	84 (39,1)	63 (29,3)	32 (14,9)	36 (16,7)	

Observou-se que 66,7% deles provavelmente experimentariam carne celular, enquanto 23,9% certamente a consumiriam. A diferença entre os resultados de Verbeke et al. (2015) e o presente estudo pode ser influenciada pelos diferentes métodos utilizados para aplicar os questionários. Da mesma forma, dois outros estudos que empregaram pesquisas on-line apresentaram aos entrevistados informações sobre as vantagens da carne celular para o ambiente e para a saúde humana: Gasteratos e Sherman (2018) entrevistaram 3.219 estudantes da Florida Atlantic University (EUA), 1.538 cidadãos dos EUA e 314 cidadãos australianos; e Mancini e Antonioli (2019) aplicaram um questionário a 525 cidadãos italianos.

Os estudantes da Flórida afirmaram que provavelmente consumiriam carne celular (34,0%) ou que definitivamente a consumiriam (39,0%), seguidos por 20,0% dos cidadãos dos EUA que provavelmente consumiriam e 43,0% que definitivamente a consumiriam. Em relação aos cidadãos australianos, 36,0% provavelmente consumiriam e 25,0% definitivamente consumiriam. Em relação à população italiana, 54,5% estavam dispostos a experimentar carne cultivada, enquanto 24,4% responderam “talvez”. É importante enfatizar que a amostra não era representativa da população italiana, uma vez que os entrevistados eram significativamente mais jovens e com melhor escolaridade que a população geral, o que se assemelha ao presente estudo. Assim, considerando o conhecimento atual, há uma tendência de uma proporção relevante de consumidores apresentar intenção de consumo de carne celular.

O cenário parece diferente para as respostas dos participantes vegetarianos e veganos. Entre eles, 23,3% (14 dos 60 entrevistados) e 17,4% (23/4) afirmaram que comeriam carne oriunda da agricultura celular, enquanto 20,0% (12/60) e 8,7% (2/23) adicionais responderam “depende”. Assim, os resultados sugerem que a carne celular provavelmente será consumida especialmente por aqueles que incluem carne em suas dietas, o que também foi relatado por Wilks e Phillips (2017) e Bryant et al. (2019).

No entanto, é importante observar que a porcentagem de pessoas que não consome carne e que declarou interesse em experimentar carne celular não pode ser negligenciada.

Considerando o tamanho e a importância da indústria global de carne, mesmo uma pequena porcentagem da população disposta a comer carne da agricultura celular representa um mercado relevante. No entanto, nosso trabalho, assim como as informações anteriormente disponíveis sobre a aceitação do consumidor de carne celular em outros países, sugere que, no Brasil, a porcentagem de consumidores que aceitam essa inovação é de média a alta. Esse também parece ser o entendimento dos principais atores da economia mundial, conforme sugerido pelos aportes financeiros de grandes investidores, notadamente investidores que estão fora do campo da produção de alimentos, em startups que visam elevar a agricultura celular até o nível industrial (Shapiro, 2018). Além disso, os resultados sugerem a importância de estudar as consequências de uma mudança parcial no fornecimento de carne, a fim de mitigar os efeitos negativos e aumentar os efeitos positivos dessa mudança, em todas as suas dimensões, como as questões de ética animal, ambientais, sociais, de governança e os aspectos econômicos.

A última pergunta da pesquisa foi sobre os possíveis benefícios e malefícios da introdução de produtos baseados em células no mercado. As respostas foram categorizadas por palavras-chave, que a seguir foram utilizadas para criar as nuvens de palavras apresentadas na Figura 1. Em Curitiba, os benefícios mencionados com maior frequência foram bem-estar animal (49,5%), meio ambiente (33,8%) e alternativas alimentares (9,3%), enquanto em Joinville foram meio ambiente (37,6%), bem-estar animal (30,7%) e saúde (7,8%). Em relação aos danos, as respostas mais citadas pelos entrevistados de Curitiba foram as seguintes: econômico (35,5%), saúde (13,7%) e ética (3,9%). Por sua vez, sobre o mesmo tema, os entrevistados de Joinville responderam da seguinte forma: econômico (28,0%), saúde (19,7%) e falta de pesquisa (7,8%). Além disso, 14,0% dos



**Figura 1.** Benefícios e malefícios da carne celular de acordo com os entrevistados de Curitiba e Joinville: benefícios indicados por 408 entrevistados de Curitiba (BC); benefícios indicados por 218 entrevistados de Joinville (BJ); malefícios indicados por 408 entrevistados de Curitiba (MC); malefícios indicados por 218 entrevistados de Joinville (MJ).

entrevistados de Curitiba e 18,3% de Joinville não conheciam ou não comentaram sobre os benefícios, enquanto 25,2% de Curitiba e 32,6% de Joinville não conheciam ou não comentaram sobre os danos. Por fim, 8,3% dos entrevistados de Curitiba e 2,8% de Joinville afirmaram que não haveria danos. É interessante destacar o uso da palavra “saúde” tanto para benefícios quanto para danos. Isso pode ser devido à percepção da relação dos

problemas de saúde com o consumo de carne (Mancini: Antonioli, 2019), bem como à falta de naturalidade (Laestadius; Caldwell, 2015) e ao medo do desconhecido e do novo (Verbeke et al., 2015). Esse achado merece mais pesquisas, para entendimento melhor dos detalhes que as pessoas associam aos benefícios e malefícios quando pensam na saúde humana.

Um resultado importante visível nas nuvens de palavras (Figura 1) é o termo bem-estar animal. Wilks e Phillips (2017) também descreveram a melhoria do bem-estar animal como uma das percepções gerais dos entrevistados em seu estudo, seguida pela conscientização da redução do aquecimento global; seu estudo apresentou como principais barreiras à carne celular algumas preocupações éticas e relacionadas ao preço. Laestadius e Caldwell (2015) também observaram comentários públicos em relação aos benefícios para o bem-estar animal, meio ambiente e saúde humana, com a percepção de desafios econômicos relacionados aos altos preços da carne cultivada.

### **Consequências da intenção de consumo**

A partir deste estudo sobre a intenção de consumo de carne celular no Brasil, compreende-se que 63,6% dos respondentes que são consumidores regulares de carne tradicional comeriam carne celular. Tal intenção de consumo parece bastante expressiva e tende a representar uma substituição de compra, uma vez que os níveis de aceitação são maiores para consumidores regulares de carne que para vegetarianos ou veganos. Várias pesquisas ainda serão necessárias para que se conheça em detalhes a intenção de consumo de carne celular no Brasil e no mundo e, não menos importante, para saber se a intenção se transformará em consumo efetivo e permanente. Entretanto, as primeiras evidências apontam para uma importante reorganização da cadeia global da carne a partir dessa inovação disruptiva. Como em toda transição, haverá impactos negativos para aqueles envolvidos com os processos produtivos que sofrem ruptura. Foi assim com a indústria de óleo de baleia quando surgiu

o querosene, com a indústria do cavalo quando surgiu o carro, com os discos de vinil e as antigas fotografias quando surgiram, respectivamente, os CDs e as câmeras digitais. Talvez a melhor forma de mitigar os impactos negativos seja uma aproximação da mudança, com o auxílio para a transformação da indústria de forma a capacitar os envolvidos para a sua inserção nas novas realidades. A primeira barreira a ser vencida é a resistência inicial presente nos profissionais envolvidos com a indústria da carne convencional, conforme os resultados de Heidemann et al. (2020b).

O Brasil tem boas chances de se preparar para participar deste mercado. Como ressaltam Reis et al. (2020), grandes empresas brasileiras têm tido sucesso em cadeias globais por se especializarem na otimização de produtos direcionados a mercados emergentes (por exemplo, criando produtos de baixo custo e adaptados às necessidades locais), por desenvolverem modelos de negócios inovadores que se aplicam a mercados emergentes e por serem detentoras de produção e operações de baixo custo. Além disso, no Brasil há empresas que apresentam larga experiência na cadeia de valor da carne convencional e que detêm marcas fortes e canais de distribuição e logística estabelecidos. Tais atributos podem estimular as empresas a entrar na cadeia de carne cultivada, tornando-se produtoras locais ou parceiras estratégicas de empresas estrangeiras, ou ambas. Tal perspectiva requer, contudo, que sejam desenvolvidos, de maneira proativa, recursos humanos capacitados para atuar nas diferentes atividades da nova cadeia, tais como desenvolvimento de produtos, produção, configuração de modelos de negócios, marketing e comercialização de produtos de carne celular. Nesse sentido, a Universidade Federal do Paraná vem investindo em pesquisa e ensino na área de carne celular. Destaca-se ainda o início da oferta da disciplina de Zootecnia Celular para os cursos de graduação em Medicina Veterinária e em Zootecnia a partir do segundo semestre letivo do ano de 2020.

Embora haja dificuldades inerentes ao processo de mudança, ao que tudo indica a carne celular fará parte da construção de um mundo melhor e



mais seguro, tanto para animais quanto para seres humanos, constituindo uma verdadeira movimentação no intuito de ampliar o bem-estar de todos. Além dos já citados benefícios quanto ao bem-estar animal e ao meio ambiente, no contexto atual de pós-pandemia, de calamidade pública e de severas perdas econômicas causadas por um vírus cuja origem está no consumo de carne, assim como no caso das anteriores gripe aviária e gripe suína, gostaríamos de finalizar citando Deckers (2016, tradução nossa).

À medida que grandes populações de animais de produção são mantidas apenas por causa da demanda humana por seus produtos, muitos consumidores de produtos de origem animal têm maior probabilidade de impor doenças a outros seres humanos, se comparados àqueles que se abstêm de tal consumo: a probabilidade de as pessoas que consomem produtos de origem animal facilitarem a emergência de uma doença zoonótica que pode causar adoecimento e morte de um grande número de pessoas é muito mais alta que a mesma probabilidade no caso de pessoas que consomem produtos vegetais.

A carne celular traz, pela primeira vez na história da humanidade, a possibilidade de atender ao desejo que muitas pessoas têm de comer carne que esteja desvinculada do risco de doenças zoonóticas de origem alimentar. Diante das dificuldades de se conceber uma humanidade completamente vegetariana, a carne celular e os substitutos vegetais de carne permitem a construção de um futuro no qual nossos hábitos alimentares causem menos mal à saúde pública, aos animais e ao meio ambiente, em uma perspectiva de bem-estar único, conforme o conceito apresentado por Lamielle (2010).

## **Considerações finais**

Este capítulo é baseado no primeiro artigo científico sobre atitudes públicas em relação à carne celular no Brasil. O conhecimento sobre carne

celular foi baixo por parte de brasileiros do Sul do País e com alta escolaridade; no entanto, depois de assistir ao vídeo explicativo, mais da metade dos entrevistados declarou que consumiria a carne, com algumas ressalvas quanto ao sabor, às consequências para a saúde, ao preço e ao acesso a mais informações sobre o assunto.

Os homens declararam consumir mais carne, dando-lhe mais importância, e veem menos problemas do que as mulheres em relação ao consumo convencional de carne. Por sua vez, as mulheres estão mais dispostas a experimentar carne celular. Uma proporção maior de consumidores de carne está disposta a experimentar carne celular em comparação com os entrevistados vegetarianos e veganos; no entanto, a porcentagem de pessoas que não consome carne e está disposta a experimentar carne celular não é desprezível.

No geral, a aceitação potencial de carne celular no Brasil parece alta, com espaço suficiente para que essa nova tecnologia conquiste parte significativa do mercado de carne. O bem-estar animal aparece como a principal razão apresentada pelos entrevistados que parariam de comer carne e como um grande benefício da carne celular; outras preocupações declaradas pelos entrevistados estavam relacionadas ao meio ambiente e à saúde.

Considerando a aceitação do público, a agricultura celular parece ter potencial para se tornar mais que um nicho de mercado, atingindo um número considerável de consumidores. São necessárias mais pesquisas para entender as opiniões de grupos com níveis educacionais mais baixos e em outras regiões geográficas.

Em síntese, as evidências a partir da aceitabilidade dos consumidores em vários países sugerem que a carne celular é uma inovação disruptiva que se efetivará de maneira significativa na cadeia global da carne, para o benefício não somente daqueles que se engajarem nesse novo paradigma produtivo, mas também do meio ambiente, da saúde pública e dos animais.

## Referências

- AMERICAN COLLEGE OF SPORTS MEDICINE. **Information on Protein Intake for Optimal Muscle Maintenance**. 2015. Disponível em: [https://www.acsm.org/docs/default-source/files-for-resource-library/protein-intake-for-optimal-muscle-maintenance.pdf?sfvrsn=688d8896\\_2](https://www.acsm.org/docs/default-source/files-for-resource-library/protein-intake-for-optimal-muscle-maintenance.pdf?sfvrsn=688d8896_2). Acesso em: 23 abr. 2019.
- BEKKER, G. A.; FISCHER, A. R. H.; TOBI, H.; TRIJP, H. C. van. Explicit and implicit attitude toward an emerging food technology: The case of cultured meat. **Appetite**, v. 108, p. 245-254, 2017. DOI: [10.1016/j.appet.2016.10.002](https://doi.org/10.1016/j.appet.2016.10.002).
- BRYANT, C.; SZEJDA, K.; PAREKH, N.; DESHPANDE, V.; TSE, B. A survey of consumer perceptions of plant-based and clean meat in the USA, India, and China. **Frontiers in Sustainable Food Systems**, v. 3, p. 11, Feb. 2019. DOI: [10.3389/fsufs.2019.00011](https://doi.org/10.3389/fsufs.2019.00011).
- DATAR, I.; BETTI, M. Possibilities for an in vitro meat production system. **Innovative Food Science & Emerging Technologies**, v. 11, n. 1, p. 13-22, jan. 2010. DOI: [10.1016/j.ifset.2009.10.007](https://doi.org/10.1016/j.ifset.2009.10.007).
- DAY, L. Proteins from land plants – Potential resources for human nutrition and food security. **Trends in Food Science & Technology**, v. 32, n. 1, p. 25-42, July, 2013. DOI: [10.1016/j.tifs.2013.05.005](https://doi.org/10.1016/j.tifs.2013.05.005).
- DE BACKER, C. J. S.; HUDDERS, L. Meat morals: relationship between meat consumption consumer attitudes towards human and animal welfare and moral behavior. **Meat Science**, v. 99, p. 68-74, Jan. 2015. DOI: [10.1016/j.meatsci.2014.08.011](https://doi.org/10.1016/j.meatsci.2014.08.011).
- DECKERS, J. **Animal (De)liberation**: Should the consumption of animal products be banned? London: Ubiquity Press, 2016. Disponível em: <https://www.ncbi.nlm.nih.gov/books/NBK396511/>. Acesso em: 20 abr. 2019.
- EKESBO, I. **Farm animal behaviour**: characteristics for assessment of health and welfare. 2<sup>nd</sup> edition. Wallingford: Cabi, 2018.

FAO. **The state of food and agriculture:** Innovation in family farming. Rome, 2014. Disponível em: <http://www.fao.org/3/a-i4040e.pdf>. Acesso em: 20 abr. 2019.

FAOSTAT. Food and Agriculture Organization of the United Nations Statistics. Disponível em: <http://www.fao.org/faostat/en/#data/QA>. Acesso em: 20 abr. 2019.

GASTERATOS, K.; RYNE, S. **Consumer Interest Towards Cell-based Meat:** International Social Science Research. Harvard, 2018. Disponível em: [https://dash.harvard.edu/bitstream/handle/1/34901168/Consumer\\_Interest\\_Towards\\_Clean\\_Meat.pdf?sequence=1](https://dash.harvard.edu/bitstream/handle/1/34901168/Consumer_Interest_Towards_Clean_Meat.pdf?sequence=1). Acesso em: 20 abr. 2019.

GOODMAN, L. A. Snowball Sampling. **The Annals of Mathematical Statistics**, v. 32, n. 1, p. 148-170, Mar. 1961.

GRAÇA, J.; OLIVEIRA, A.; CALHEIROS, M. M. Meat, beyond the plate. Data-driven hypotheses for understanding consumer willingness to adopt a more plant-based diet. **Appetite**, v. 90, p. 80-90, July 2015. DOI: [10.1016/j.appet.2015.02.037](https://doi.org/10.1016/j.appet.2015.02.037).

GRANDIN, T. Animal welfare and society concerns finding the missing link. **Meat Science**, v. 98, n. 3, p. 461-469, Nov. 2014.

HARTMANN, C.; SIEGRIST, M. Consumer perception and behaviour regarding sustainable protein consumption: A systematic review. **Trends in Food Science & Technology**, v. 61, p. 11-25, Mar. 2017. DOI: [10.1016/j.tifs.2016.12.006](https://doi.org/10.1016/j.tifs.2016.12.006).

HEIDEMANN, M. S.; MOLENTO, C. A M.; REIS, G. G.; PHILLIPS, C. J. C. Uncoupling meat from animal slaughter and its impacts on human-animal relationships. **Frontiers in Psychology**, v. 11, 2020a. DOI: [10.3389/fpsyg.2020.01824](https://doi.org/10.3389/fpsyg.2020.01824).

HEIDEMANN, M. S.; TACONELI, C. A.; REIS, G. G.; PARISI, G.; MOLENTO, C. F. M. Critical Perspective of Animal Production Specialists on Cell-Based Meat in Brazil: From Bottleneck to Best Scenarios. *Animals* 2020b, 10, 1678. DOI: [10.3390/ani10091678](https://doi.org/10.3390/ani10091678).

HOEK, A. C.; BOEKEL, M. A. J. S. van; VOORDOUWA, J.; LUNINGB, P. A. Identification of new food alternatives: How do consumers categorize meat and meat substitutes? **Food Quality and Preference**, v. 22, n. 4, p. 371-383, June 2011a. DOI: [10.1016/j.foodqual.2011.01.008](https://doi.org/10.1016/j.foodqual.2011.01.008).

HOEK, A. C.; LUNING, P. A.; WEIJZEN, P.; ENGELS, W.; KOK, F. J.; GRAAF, C. de. Replacement of meat by meat substitutes. A survey on person- and product-related factors in consumer acceptance. **Appetite**, v. 56, n. 3, p. 662-673, Feb. 2011b.

IBGE. Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística. **Censo Demográfico**. Disponível em: [http://ftp.ibge.gov.br/Censos/Censo\\_Demografico\\_2010/resultados/tabelas\\_pdf/total\\_populacao\\_parana.pdf](http://ftp.ibge.gov.br/Censos/Censo_Demografico_2010/resultados/tabelas_pdf/total_populacao_parana.pdf). Acesso em: 7 ago. 2018.

IBGE. Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística. **Cidades e Estados**. Disponível em: <https://www.ibge.gov.br/cidades-e-estados/pr/curitiba.html?>. Acesso em: 20 abr. 2019.

IBOPE INTELIGÊNCIA. **14% da população se declara vegetariana**. Disponível em: <https://www.ibopeinteligencia.com/noticias-e-pesquisas/14-da-populacao-se-declara-vegetariana/>. Acesso em: 7 ago. 2018.

IBOPE INTELIGÊNCIA. **Dia Mundial do Vegetarianismo**: 8% da população brasileira afirma ser adepta do estilo. Disponível em: <https://www.ibopeinteligencia.com/noticias-e-pesquisas/dia-mundial-do-vegetarianismo-8-da-populacao-brasileira-afirma-ser-adepta-do-estilo/>. Acesso em: 12 ago. 2018.

KADIM, I. T.; MAHGOUBA, O.; BAQIRB, S.; FAYEC, B.; PURCHASD, R. Cultured meat from muscle stem cells: A review of challenges and prospects. **Journal of Integrative Agriculture**, v. 14, n. 2, p. 222-233, Feb. 2015. DOI: [10.1016/S2095-3119\(14\)60881-9](https://doi.org/10.1016/S2095-3119(14)60881-9).

LAESTADIUS, L. I.; CALDWELL, M. A. Is the future of meat palatable? Perceptions of in vitro meat as evidenced by online news comments. **Public Health Nutrition**, v. 18, n. 13, p. 2457-2467, Sept. 2015. DOI: [10.1017/S1368980015000622](https://doi.org/10.1017/S1368980015000622).

LAMIELLE, G. A. **A One Health approach to public health**. Aug. 2010. Disponível em: <http://globalhealthvet.com/2010/08/21/about-one-health/>. Acesso em: 2 abr. 2020.

LYNCH, J.; PIERREHUMBERT, R. Climate impacts of cultured meat and beef cattle. **Frontiers in Sustainable Food Systems**, v. 3, p. 5, Feb. 2019. DOI: [10.3389/fsufs.2019.00005](https://doi.org/10.3389/fsufs.2019.00005).

MALHOTRA, N. K. **Marketing research: an applied orientation**. 7th edition ed. New York: Pearson, 2019.

MANCINI, M. C.; ANTONIOLI, F. Exploring consumers' attitude towards cultured meat in Italy. **Meat Science**, v. 150, p. 101-110, Apr. 2019. DOI: [10.1016/j.meatsci.2018.12.014](https://doi.org/10.1016/j.meatsci.2018.12.014).

MATTICK, C. S.; LANDIS, A. E.; ALLENBY, B. R.; GENOVESE, N. j. Anticipatory Life Cycle Analysis of In Vitro Biomass Cultivation for Cultured Meat Production in the United States. **Environmental Science & Technology**, v. 49, n. 19, p. 11941-11949, Sept. 2015. DOI: [10.1021/acs.est.5b01614](https://doi.org/10.1021/acs.est.5b01614).

PARKER, H. W.; VADIVELLOO, M. K. Diet quality of vegetarian diets compared with nonvegetarian diets: a systematic review. **Nutrition Reviews**, v. 77, n. 3, p. 144-160, Mar. 2019. DOI: [10.1093/nutrit/nuy067](https://doi.org/10.1093/nutrit/nuy067).

POST, M. J. Cultured meat from stem cells: Challenges and prospects. **Meat Science**, v. 92, n. 3, p. 297-301, Nov. 2012. DOI: [10.1016/j.meatsci.2012.04.008](https://doi.org/10.1016/j.meatsci.2012.04.008).

REIS, G. G.; HEIDEMANN, M. S.; BORINI, F. M.; MOLENTO, C. F. M. Livestock value chain in transition: Cultivated (cell-based) meat and the need for breakthrough capabilities. **Technology in Society**, v. 62, Article 101286, Aug. 2020. DOI: [10.1016/j.techsoc.2020.101286](https://doi.org/10.1016/j.techsoc.2020.101286).

RUBY, M. B.; HEINE, S. J. Meat, morals, and masculinity. **Appetite**, v. 56, n. 2, p. 447-450, Apr. 2011. DOI: [10.1016/j.appet.2011.01.018](https://doi.org/10.1016/j.appet.2011.01.018).

SANTOS, G. E. O. **Cálculo amostral**: calculadora on-line. Disponível em: <http://www.publicacoesdeturismo.com.br/calculoamostral>. Acesso em: 22 mar. 2018.

SCHLINDWEIN, M. M.; KASSOUF, A. L. Análise da influência de alguns fatores socioeconômicos e demográficos no consumo domiciliar de carnes no Brasil.

**Revista de Economia e Sociologia Rural**, v. 44, n. 3, p. 549-572, set. 2006. DOI: [10.1590/S0103-20032006000300009](https://doi.org/10.1590/S0103-20032006000300009).

SCHÖSLER, H.; BOER, J. de; BOERSEMA, J. J.; AIKING, H. Meat and masculinity among young Chinese, Turkish and Dutch adults in the Netherlands. **Appetite**, v. 89, p. 152-159, June 2015. DOI: [10.1016/j.appet.2015.02.013](https://doi.org/10.1016/j.appet.2015.02.013).

SHAPIRO, P. **Clean meat**. New York: Gallery Books, 2018.

SIEGRIST, M.; SÜTTERLIN, B. Importance of perceived naturalness for acceptance of food additives and cultured meat. **Appetite**, v. 113, p. 320-326, June 2017. DOI: [10.1016/j.appet.2017.03.019](https://doi.org/10.1016/j.appet.2017.03.019).

SILVA, J. F. **Brazil Livestock and Products Annual**: Annual Livestock 2018.

USDA, 2018. Disponível em: [https://apps.fas.usda.gov/newgainapi/api/report/downloadreportbyfilename?filename=Livestock%20and%20Products%20Annual\\_Brasilia\\_Brazil\\_9-4-2018.pdf](https://apps.fas.usda.gov/newgainapi/api/report/downloadreportbyfilename?filename=Livestock%20and%20Products%20Annual_Brasilia_Brazil_9-4-2018.pdf). Acesso em: 2 abr. 2020.

STEPHENS, N.; SILVIO, L. DI; DUNSFORD, I.; ELLI, M.; GLENCROSS, A.; SEXTON, A. Bringing cultured meat to market: Technical, socio-political, and regulatory challenges in cellular agriculture. **Trends in Food Science & Technology**, v. 78, p. 155-166, Aug. 2018. DOI: [10.1016/j.tifs.2018.04.010](https://doi.org/10.1016/j.tifs.2018.04.010).

TUOMISTO, H. L.; TEIXEIRA DE MATTOS, M. J. Environmental Impacts of Cultured Meat Production. **Environmental Science & Technology**, v. 45, n. 14, p. 6117-6123, 2011. DOI: [10.1021/es200130u](https://doi.org/10.1021/es200130u).

VERBEKE, W.; MARCU, A.; RUTSAERT, P.; GASPAR, R.; SEIBT, D.; FLETCHER, D.; BARNETT, J. 'Would you eat cultured meat?': Consumers' reactions and attitude formation in Belgium, Portugal and the United Kingdom. **Meat Science**, v. 102, p. 49-58, Apr. 2015. DOI: [10.1016/j.meatsci.2014.11.013](https://doi.org/10.1016/j.meatsci.2014.11.013).

VERBEKE, W.; SANS, P.; VAN LOO, E. J. Challenges and prospects for consumer acceptance of cultured meat. **Journal of Integrative Agriculture**, v. 14, n. 2, p. 285-294, Feb. 2015. DOI: [10.1016/S2095-3119\(14\)60884-4](https://doi.org/10.1016/S2095-3119(14)60884-4).

WILKS, M.; PHILLIPS, C. J. C. Attitudes to in vitro meat: A survey of potential consumers in the United States. **PLOS ONE**, v. 12, n. 2, p. e0171904, Feb. 2017. DOI: [10.1371/journal.pone.0171904](https://doi.org/10.1371/journal.pone.0171904).



A obra *Produção animal e recursos hídricos: uso da água nas dimensões quantitativa e qualitativa e cenários regulatórios e de consumo* oferece aos seus leitores, desde estudantes de graduação e pós-graduação, produtores rurais e profissionais agropecuários até pesquisadores, um amplo material sobre a temática do manejo hídrico nas produções animais.

Estruturado em nove capítulos, o livro aborda temas como o consumo da água pela pecuária nacional e as legislações que devem ser consideradas no processo de regularização ambiental das propriedades; a importância de se medir o consumo da água no cotidiano produtivo e os equipamentos disponíveis para essa finalidade; os parâmetros de qualidade da água e a interpretação técnica de uma análise de qualidade; a forma como o manejo ambiental deve ser considerado nos custos e nas receitas das propriedades; o uso de resíduos como fertilizante e o reúso de efluentes; bem como, a produção de carne celular e a percepção dos consumidores brasileiros em relação a esse novo produto.

Trata-se, portanto, de uma publicação que traz uma valiosa contribuição a todos que almejam conservar esse recurso em sua quantidade e qualidade, buscando oferecer à sociedade produtos com responsabilidade hídrica e respeito ao meio ambiente.